



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA
RECICLADORA DE PLÁSTICOS UTILIZANDO REATOR
ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO E LEITOS CULTIVADOS**

JOSÂNIA ABREU GONDIM

CAMPINAS
FEVEREIRO DE 2007



PARECER

Este exemplar corresponde à redação final da Dissertação de Mestrado defendida por **Josânia Abreu Gondim**, aprovada pela Comissão Julgadora em 26 de fevereiro de 2007.

Campinas, 05 de dezembro de 2007.

Prof. Dr. Denis Miguel Roston
Presidente



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA RECICLADORA DE PLÁSTICOS UTILIZANDO REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO E LEITOS CULTIVADOS

Dissertação submetida à Banca Examinadora, como requisito parcial, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, na Área de Concentração Água e Solo – Gerenciamento, tratamento e aproveitamento de águas e resíduos.

JOSÂNIA ABREU GONDIM

Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston

CAMPINAS
FEVEREIRO DE 2007

UNIVERSIDADE BC
CHAMADA: T/UNICAMP
EX. 0
COMBO BCCL 75303
ROC 16.145-07
D X
REÇO 11.00
DATA 19/11/2007
B-ID 419659

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

G586t Gondim, Josânia Abreu
Tratamento de efluente de indústria recicladora de
plásticos utilizando reator anaeróbio compartimentado e
leitos cultivados / Josânia Abreu Gondim. --Campinas,
SP: [s.n.], 2007.

Orientador: Denis Miguel Roston.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Plásticos – Indústria – Sumaré (SP). 2. Reciclagem
- Indústria. 3. Lavagem. 4. Resíduos. 5. Água –
Reutilização. 6. Águas residuais. 7. Tratamento de
efluentes. I. Roston, Denis Miguel. II. Universidade
Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia
Agrícola. III. Título.

Título em Inglês: Effluent treatment from recycling plastics industry, using a
anaerobic compartmented and cultivable bed

Palavras-chave em Inglês: Washing, Recycling, Solid waste, Recirculating,
Defensible technology

Área de concentração: Água e solo

Titulação: Mestre em Engenharia Agrícola

Banca examinadora: José Euclides Stipp Paterniani, Eglé Novaes Teixeira

Data da defesa: 26/02/2007

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Agrícola

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

Josânia Abreu Gondim

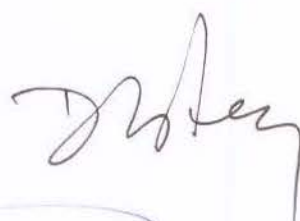
**“Tratamento de efluente de indústria recicladora de
plásticos utilizando reator anaeróbio
compartimentado e leitos cultivados”**

Dissertação apresentada à Banca Examinadora da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, na área de concentração Água e Solo.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Denis Miguel Roston

Faculdade de Engenharia Agrícola - FEAGRI
Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP
Presidente da Banca Examinadora - Orientador



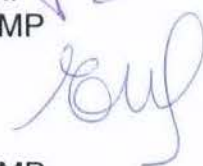
Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani

Faculdade de Engenharia Agrícola - FEAGRI
Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP



Prof^a. Dr^a. Eglé Novaes Teixeira

Faculdade de Engenharia Civil - FEC
Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP



Campinas, 26 de fevereiro de 2007

200755300

“ A vida que a gente quer depende do que a gente faz ”.

Max Feffer

Ao meu esposo Carmo,
pelo imenso carinho, atenção, compreensão e informações, que contribuíram como sólido
apoio para realização deste trabalho;

À querida filha Lilian Carol,
pelo seu grande amor demonstrado de muitas formas, como por exemplo, na compreensão por
nossas ausências,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, Doador da vida e da sabedoria.

Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston, pela orientação, contribuição profissional e grande amizade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado.

Aos empresários Nicanor Pena Médici e Eduardo Brum Médici, pela oportunidade de realização do projeto em escala real na indústria de sua propriedade.

À Banca Examinadora composta pelos docentes Prof. Dr. Denis Miguel Roston, Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani (FEAGRI) e Prof^ª. Dr^ª. Eglé Novaes Teixeira (FEC), pelas valiosas contribuições.

Ao Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho (FEC) e Prof. Dr. Edson Aparecidos Abdul Nour (FEC), pelas importantes contribuições.

Ao Sr. Joaquim, pela contribuição e esforço durante a construção e operação do sistema de tratamento e a todos os funcionários da empresa B M Indústria e Comércio Ltda, que de alguma forma contribuíram na realização deste projeto.

À Prof^ª. Dr^ª. Maria do Carmo E. Amaral (IB) pela identificação da taboa.

Ao Prof. Dr. Marcelus Alexander Acorinte Valentim, pelas importantes contribuições, principalmente quanto à construção e manejo dos leitos cultivados.

À MSc. Leila Marques Imolene de Sousa, pelas importantes informações sobre construção e manejo dos leitos cultivados, assim como informações sobre artesanatos com taboa.

À Maria Angélica Peralva, pelo auxílio nos procedimentos laboratoriais no laboratório de Saneamento (FEAGRI).

Aos amigos Enelton e Renata, pelo auxílio durante a realização de análises preliminares no Laboratório de Saneamento (FEC).

Ao Orlando Cintra, Luís Antônio Salomão, Paulo Vitor Albano e Márcia Aparecida Bortoliero (SABESP – Franca/SP), pelo auxílio durante a realização das análises de metais pesados.

Ao Sr. Robsom, pela elaboração de esquemas.

Ao Junior, Edson, Carlos, Sérgio e Regina, pelos vários auxílios.

A todos aqueles que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste projeto.

Agradeço.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE QUADROS	xix
LISTA DE TABELAS	xxi
LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES	xxiii
RESUMO	xxvi
ABSTRACT	xxvii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	5
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
3.1 Agenda 21	6
3.1.1 Maximização de Práticas de Reutilização e Reciclagem	6
3.1.2 Desenvolvimento Sustentável	7
3.2 Benefícios da Reciclagem	8
3.3 Considerações Sobre Plásticos e sua Reciclagem	9
3.4 Classificação e Identificação dos Plásticos	14
3.5 Mercado do Plástico no Mundo e Brasil	16
3.6 Decomposição dos Plásticos e Problemas Apresentados	20
3.7 Processos de Reciclagem dos Plásticos	21
3.7.1 Reciclagem Química	21
3.7.2 Reciclagem Mecânica	22
3.7.3 Reciclagem Energética	24
3.8 Classificação da Reciclagem dos Plásticos Quanto à Origem dos Resíduos	26
3.9 Reciclagem dos Plásticos no Mundo e no Brasil	27
3.10 Uso de Plásticos Reciclados em Embalagens de Alimentos	37
3.11 Benefícios da Reciclagem de Plásticos e Ganhos Econômicos no Brasil	41
3.12 Etapas da Reciclagem Mecânica de Plásticos	42
3.13 Reciclador de Resíduos Como Empreendimento	44

3.14 Polietileno	46
3.14.1 Polietileno de Baixa Densidade ou PEBD	48
3.14.2 Polietileno de Alta Densidade ou PEAD	50
3.15 Polipropileno ou PP	52
3.16 Considerações Sobre Tratamento de Efluente de Lavagem de Plásticos	54
3.17 Considerações Sobre Sistemas de Tratamento de Esgoto	59
3.17.1 Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)	62
3.17.2 Leitos Cultivados ou “Constructed Wetland”	69
3.17.2.1 Taboa (<i>Typha spp</i>)	77
3.17.2.2 <i>Typha domingensis</i> Person	79
3.18 Controle da Poluição, Padrões de Lançamento de Efluente Tratado e Recirculação	83
4 MATERIAL E MÉTODOS	89
4.1 Local do Experimento	89
4.1.1 Produção de Plásticos Reciclados	90
4.1.2 Lavagem dos Plásticos e Sistema Existente de Tratamento do Efluente	95
4.2 Métodos	98
4.2.1 Caracterização Preliminar do Efluente e Resíduos	98
4.2.2 Implantação de Sistema de Tratamento	102
4.2.3 Estruturas do Sistema	107
4.2.3.1 Tubos e Conexões	107
4.2.3.2 Vazão do Efluente	107
4.2.3.3 Tanque de Sedimentação	108
4.2.3.4 Peneira Estática	110
4.2.3.5 Tanque Equalizador ou Tanque Pulmão	114
4.2.3.6 Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)	116
4.2.3.7 Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial	122
4.2.3.7.1 Identificação Botânica da Taboa e Local de Coleta	130
4.2.3.8 Leito de Secagem	131
4.2.4 Escolha dos Parâmetros e dos Pontos de Coleta.....	135
4.2.4.1 Parâmetros Analisados e Metodologias	136
4.2.4.1.1 Equipamentos e Principais Materiais Utilizados	139

4.2.4.1.2 Metodologia para Determinação do Desenvolvimento e Crescimento da Taboa	139
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	141
5.1 Construção, Monitoramento e Operação do Sistema	141
5.2 Resultados das Análises	146
5.2.1 pH	146
5.2.2 Turbidez	149
5.2.3 Temperatura	151
5.2.4 Sólidos Totais	153
5.2.5 Sólidos Totais Fixos	156
5.2.6 Sólidos Totais Voláteis	157
5.2.7 Sólidos Suspensos Totais	158
5.2.8 Sólidos Suspensos Fixos	160
5.2.9 Sólidos Suspensos Voláteis	162
5.2.10 Sólidos Dissolvidos Totais	163
5.2.11 Sólidos Dissolvidos Fixos	164
5.2.12 Sólidos Dissolvidos Voláteis	166
5.2.13 Sólidos Sedimentáveis	167
5.2.14 DQO	168
5.2.15 Coliformes Totais	171
5.2.16 Coliformes Fecais (<i>E. coli</i>)	173
5.2.17 Nitrato (NO_3^-)	175
5.2.18 Amônia (NH_3)	178
5.2.19 Fósforo (P_1)	179
5.2.20 Fosfato (PO_4^{2-})	182
5.2.21 Ortofosfato ($\text{P}_2\text{O}_5^{2-}$)	183
5.2.22 Metais Pesados	185
5.2.23 Desenvolvimento e Crescimento da Taboa	188
5.3 Caracterização Geral do Efluente, Remoção, Eficiência e Avaliação da Tecnologia Implantada	194
5.4 Comparação das Remoções pelo Sistema com as Obtidas em Outros Estudos	201

6 CONCLUSÃO	204
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	208
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	209
9 APÊNDICES	220
APÊNDICE A: Tabelas dos Parâmetros Analisados	220
10 ANEXOS	240
ANEXO A: PROJETO DE LEI 5649/05 - Deputado Federal Eduardo Valverde (PT-RO): Cria a profissão de coletor, catador e reciclador de lixo urbano e dá outras providências (JORDAN, 2006 a e b)	240
ANEXO B: Polietileno de Baixa Densidade (PEBD)	246
ANEXO C: Polietileno de Alta Densidade (PEAD)	247
ANEXO D: Polipropileno (PP)	249
ANEXO E: Artesanatos Confeccionados com Fibras de <i>Typha domingensis</i> Person (SOUSA, 2003)	251
ANEXO F: Valores Diários da Temperatura (Mínima, Máxima e Média) Durante o Período de 17/04 a 07/08/2006 Determinados na Estação Meteorológica da UNICAMP.001 (FEAGRI) (OTAVIAN, 2007)	252
ANEXO G: Valores Médios da Temperatura Durante o Período de (01/06/1988 a 21/05/2006) e (17/04 a 07/08/2006) Determinados na Estação Meteorológica da UNICAMP.001 (OTAVIAN, 2007)	254

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1 Classificação dos plásticos quanto a sua origem (2006)	9
Figura 2 Faturamento da indústria do plástico no Brasil no período de 2000 a 2005 em milhões de reais (PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)	18
Figura 3 Consumo de resinas termoplásticas no Brasil no período de 2000 a 2005 em mil ton. (PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)	18
Figura 4 Consumo de resinas termoplásticas no Brasil em 2005 segmentado por resina (Adaptado de PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)	19
Figura 5 Segmentação do mercado de plásticos no Brasil em 2005 (Adaptado de PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)	19
Figura 6 Processo de reciclagem mecânica dos plásticos (PLÁSTICO, 2006)	23
Figura 7 Estrutura química das dioxinas: dibenzo-p-dioxina e 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (FORLIN e FARIA, 2002)	25
Figura 8 Composição média do lixo na coleta seletiva (% em peso) nas cidades com coleta seletiva (Adaptado de RECICLAGEM b, 2006)	35
Figura 9 Distribuição dos funcionários de empresas recicladoras nos Estados brasileiros (Adaptado de RECICLAGEM c, 2006)	35
Figura 10 Índices de reciclagem mecânica (em %) de resíduos plásticos pós-consumo no Brasil conforme MaxiQuim em 2004 em comparação com o índice da reciclagem de plásticos na Europa conforme APME em 2002 (RECICLAGEM e, 2006)	36
Figura 11 Economia obtida e perdida em mil reais com a reciclagem de RSU no Município de São Paulo em 09/1996, mostrando em detalhe com relação aos plásticos (Adaptado de CALDERONI, 1999)	42
Figura 12 Processo de reciclagem mecânica dos plásticos (IPT/CEMPRE, 2000)	43
Figura 13 Esquema de funcionamento básico de unidade de moagem e lavagem de	

plásticos (NEGÓCIOS, 2002)	44
Figura 14 Catadores ou carrinheiros (NETO, 2006)	46
Figura 15 Central de recebimento de resíduos recicláveis - triagem (NETO, 2006)	46
Figura 16 Representação esquemática da estrutura do PEBD (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003)	49
Figura 17 Representação esquemática da estrutura do PEAD (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003)	52
Figura 18 Grânulos de polipropileno extrudados (SOBRE O POLIPROPILENO, 2006) ..	53
Figura 19 Comparativo de custo de produção em dólar por polegada cúbica entre termoplásticos em 1995 (POLIPROPILENO, 2006)	54
Figura 20 Perfil de reator compartimentado híbrido anaeróbico/aeróbico onde: E - entrada, C ₁ - primeira câmara, C ₂ - segunda câmara, C ₃ - terceira câmara, A - compartimento aeróbico salientando a entrada de ar (Adaptado de ZANELLA, 1999)	66
Figura 21 Remoção dos sólidos suspensos totais em reator compartimentado anaeróbico/aeróbico salientando a redução se sólidos entre a entrada do reator (E) e a saída da primeira câmara (C ₁), de maior volume, onde: E - entrada, C ₁ - primeira câmara, C ₂ - segunda câmara, C ₃ - terceira câmara, A - compartimento aeróbico, S - saída (Adaptado de ZANELLA, 1999)	68
Figura 22 Leito cultivado de fluxo superficial (VALENTIM, 1999)	75
Figura 23 Leito cultivado de fluxo subsuperficial (VALENTIM, 1999)	75
Figura 24 Leito cultivado de fluxo vertical (VALENTIM, 1999)	76
Figura 25 Características botânicas da <i>Typha domingensis</i> P.: a) flor feminina fértil, exibindo ovário maduro, rodeado por pelos na base do estigma, com bráctea ligada, (aumento 9x) b) flor feminina estéril com terminação dilatada, ovário abortado, rodeado por pelos na base e ao logo do estigma (aumento 9x) c) ovário abortado, típico de estilete rudimentar (aumento 23x) d-f) brácteas típicas exibindo formas variadas na porção dilatada (aumento 14x) g-h) brácteas de flores masculinas, delgada, simples ou lanceolada, apresentando castanho escuro brilhante na extremidade (aumento 14x) i) grãos de pólen muito ampliados, dispostos de forma isolada e ocasionalmente em pares j-k) composição de	

pedicelos da espiga feminina, onde j (aumento 10x) e k (aumento 46x) l-m) espiga exibindo área de separação entre parte masculina (em cima) e parte feminina (em baixo) com aumento 0,3x n) espiga com aumento 0,5x (MCVAUGH, 1993)	82
Figura 26 Distribuição dos recursos hídricos considerando a superfície e a população nas 5 regiões brasileiras expressos em porcentagem (MANUAL DE CONSUMO SUSTENTÁVEL, 2002)	87
Figura 27 Vista geral da indústria B. M. Indústria e Comércio Ltda Sumaré/SP	89
Figura 28 Pátio de recepção e armazenamento de plásticos recicláveis	91
Figura 29 Local de triagem dos plásticos	91
Figura 30 Local de moagem (1), lavagem (2) e centrifugação (3) dos plásticos	92
Figura 31 Extrusoras tubulares e plásticos extrudados	93
Figura 32 Armazenagem de plásticos reciclados	93
Figura 33 Plásticos reciclados na forma de grânulos ou pellets (PEBD com pigmentação verde)	94
Figura 34 Plásticos reciclados na forma de tubos (PEBD com pigmentação branca)	94
Figura 35 Plásticos reciclados na forma de tubos (PEBD com pigmentação preta)	94
Figura 36 Embalagem confeccionada com matéria-prima reciclada (PEBD extrudado com pigmentação verde) pela indústria B. M. Indústria e Comércio Ltda e fabricado por outra indústria	95
Figura 37 Tanque chicanado para sedimentação de resíduos (primeiro tanque) tendo ao redor resíduos da sedimentação para secagem	96
Figura 38 Tanque de sedimentação antes do lançamento final do efluente (segundo tanque) tendo ao redor resíduos da sedimentação para secagem, plásticos recicláveis e vegetação	97
Figura 39 Tanque construído a partir do muro de tras da empresa armazenando resíduos da centrifugação, sedimentação e sobrenadante dos 2 tanques de sedimentação do efluente	98
Figura 40 Esquema geral do sistema de tratamento do efluente e disposição dos resíduos sólidos removidos	104
Figura 41 Retirada de resíduos depositados no pátio da empresa	106
Figura 42 Esquema do Tanque de Sedimentação	109

Figura 43 Tanque de sedimentação mostrando em detalhe: o ponto de entrada do efluente, as entradas e saídas dos compartimentos em lados opostos e a saída	110
Figura 44 Esquema da Peneira Estática e Tanque da Peneira Estática	112
Figura 45 Estrutura de alvenaria da peneira estática (construção)	113
Figura 46 Peneira estática antes das adaptações	113
Figura 47 Peneira estática com adaptações em operação: em detalhe partes c, d, f e g	113
Figura 48 Esquema do Tanque Equalizador ou Pulmão	115
Figura 49 Construção do Tanque Equalizador ou Pulmão	115
Figura 50 Esquema do Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)	120
Figura 51 Construção do RAC onde a) adaptação do tanque de sedimentação com chicanas já existente b) construção de 3 novos compartimentos c) adaptação do tanque de sedimentação sem chicanas já existente.	120
Figura 52 Tubulação de entrada em compartimento do RAC e detalhe do fundo em forma de “U”	121
Figura 53 Tubulação de saída e de entrada nos compartimentos do RAC	121
Figura 54 Conclusão da construção do RAC com 6 compartimentos mostrando em detalhe a tubulação de entrada e de saída do efluente em lados opostos nos compartimentos	122
Figura 55 Esquema dos Leitos Cultivados	125
Figura 56 Início da construção dos leitos	128
Figura 57 Impermeabilização dos leitos	128
Figura 58 Preenchimento dos leitos com brita	128
Figura 59 Separação entre brita nº 2 e 3 e colocação de tubulação perfurada para amostragens.	128
Figura 60 Tubulações de PVC perfuradas utilizadas nos leitos cultivados	129
Figura 61 Tubulação de saída do primeiro leito cultivado e coletor público de esgoto	129
Figura 62 Plantio da taboa	129
Figura 63 Conclusão da construção e plantio no segundo leito cultivado (09/12/05)	130
Figura 64 Desenvolvimento da taboa após 227 dias do plantio (24/07/06)	130
Figura 65 Local de coleta da taboa (detalhe a localização da empresa e da linha férrea) ...	131
Figura 66 Esquema do Leito de Secagem	133

Figura 67 Início da construção do leito de secagem	134
Figura 68 Preenchimento do leito de secagem	134
Figura 69 Leito de secagem com os 3 compartimentos em operação: 1) compartimento a 2) compartimento b 3) compartimento c	134
Figura 70 Valores do pH nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	149
Figura 71 Valores da turbidez nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	151
Figura 72 Valores da temperatura nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	153
Figura 73 Valores de sólidos totais nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	155
Figura 74 Valores de sólidos totais fixos nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	157
Figura 75 Valores de sólidos totais voláteis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	158
Figura 76 Valores de sólidos suspensos totais nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	160
Figura 77 Valores de sólidos suspensos fixos nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	161
Figura 78 Valores de sólidos suspensos voláteis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final ..	163

Figura 79 Valores de sólidos dissolvidos totais nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final ..	164
Figura 80 Valores de sólidos dissolvidos fixos nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	165
Figura 81 Valores de sólidos dissolvidos voláteis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final ..	167
Figura 82 Valores de sólidos sedimentáveis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	168
Figura 83 Valores da DQO nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	171
Figura 84 Valores de coliformes totais nos 2 pontos de coleta durante o período de 35 dias de operação do sistema (03/07 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema e P ₄ lançamento final	173
Figura 85 Valores de coliformes fecais nos 2 pontos de coleta durante o período de 35 dias de operação do sistema (03/07 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema e P ₄ lançamento final	175
Figura 86 Valores de nitrato (NO ₃) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	177
Figura 87 Valores de amônia (NH ₃) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	179
Figura 88 Valores de fósforo total (P _t) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	181
Figura 89 Valores de fosfato (PO ₄ ²⁻) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70	

dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	183
Figura 90 Valores de ortofosfato (P ₂ O ₅ ²⁻) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P ₁ entrada do sistema; P ₂ entrada no RAC; P ₃ entrada no leito cultivado; P ₄ lançamento final	185
Figura 91 Crescimento médio da taboa durante 241 dias de cultivo em leito cultivado de fluxo subsuperficial (LCFSS)	192
Figura 92 Valores da remoção pelo sistema, expressos em porcentagem, para os parâmetros avaliados (a e b)	200
Figura 93 Chinelos	251
Figura 94 Esteira	251
Figura 95 Jogo americano	251
Figura 96 Luminárias	251

LISTA DE QUADROS

Página

Quadro 1 Identificação universal dos termoplásticos e seus usos conforme NBR 13230 (CEMPRE, 2006; FORLIN e FARIA, 2002)	15
Quadro 2 Principais mercados mundiais de embalagens plásticas no período de 1995 a 2005 expressos em US\$ bilhões (Adaptado de FORLIN e FARIA, 2002)	17
Quadro 3 Caracterização do efluente de lavagem de filmes plásticos (PEAD e PEBD) através dos valores médios de 3 lavagens com maior turbidez (REMEDIIO, 1999)	56
Quadro 4 Características químicas e microrganismos presentes dos esgotos domésticos brutos (Adaptado de VON SPERLING, 1995)	58
Quadro 5 Principais parâmetros de importância nos efluentes industriais em função do ramo plásticos (Adaptado de VON SPERLING, 1995)	59
Quadro 6 Limites dos parâmetros básicos a serem observados para lançamento de efluente industrial em sistema coletor público de esgoto sanitário dotado de tratamento adequado (Adaptado de ABNT, 1987; Adaptado de SÃO PAULO, 1976b)	84
Quadro 7 Valores padrões para alguns parâmetros de lançamento de efluentes (CONAMA 357, 2005 Adaptado)	85
Quadro 8 Limites de concentração de metais pesados no lodo de esgoto para aplicação no solo conforme norma USEPA 40 CFR part 503 (Adaptado de ROCHA, 1999; Adaptado de APHA, 2000) e CONAMA 375 (BRASIL, 2006)	86
Quadro 9 Caracterização preliminar do efluente de lavagem de plásticos nos 2 tanques de lavagem e no lançamento	99
Quadro 10 Teor de coliformes (totais e fecais) e de metais pesados nos resíduos depositados no pátio de secagem retirados dos 2 tanques de sedimentação do efluente de lavagem de plásticos	100
Quadro 11 Planilha dos parâmetros analisados	137
Quadro 12 Acompanhamento da produção e do descarte de lodo sedimentado no tanque pulmão e RAC no período de 06/02 a 11/08/2006	144
Quadro 13 Valores médios de 9 metais pesados avaliados durante 182 dias de operação	

(17/04/06 a 11/08/06), na entrada do sistema (P ₁), lançamento final (P ₄), remoção média e limites de lançamento para efluentes em rede pública coletora de esgoto (ABNT, 1987; SÃO PAULO, 1976b; BRASIL, 2005).....	186
Quadro 14 Acompanhamento do desenvolvimento da taboa (<i>Typha domingensis</i> P.) em LCFSS no pós-tratamento de efluente de RAC de indústria recicladora de plásticos	193
Quadro 15 Valores médios e desvio padrão da caracterização do efluente de lavagem de plásticos na entrada e saída do sistema e remoção	199

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 Valores do pH	220
Tabela 2 Valores da turbidez	221
Tabela 3 Valores da temperatura	221
Tabela 4 Valores dos sólidos totais	222
Tabela 5 Valores da remoção dos sólidos totais	222
Tabela 6 Valores dos sólidos totais fixos	223
Tabela 7 Valores da remoção dos sólidos totais fixos	223
Tabela 8 Valores dos sólidos totais voláteis	224
Tabela 9 Valores da remoção dos sólidos totais voláteis	224
Tabela 10 Valores dos sólidos suspensos totais	225
Tabela 11 Valores da remoção dos sólidos suspensos totais	225
Tabela 12 Valores dos sólidos suspensos fixos	226
Tabela 13 Valores da remoção dos sólidos suspensos fixos	226
Tabela 14 Valores dos sólidos suspensos voláteis	227
Tabela 15 Valores da remoção dos sólidos suspensos voláteis	227
Tabela 16 Valores dos sólidos dissolvidos totais	228
Tabela 17 Valores da remoção dos sólidos dissolvidos totais	228
Tabela 18 Valores dos sólidos dissolvidos fixos	229
Tabela 19 Valores da remoção dos sólidos dissolvidos fixos	229
Tabela 20 Valores dos sólidos dissolvidos voláteis	230
Tabela 21 Valores da remoção dos sólidos dissolvidos voláteis	230
Tabela 22 Valores dos sólidos sedimentáveis	231
Tabela 23 Valores da remoção dos sólidos sedimentáveis	231
Tabela 24 Valores de DQO	232
Tabela 25 Valores da remoção de DQO	232
Tabela 26 Valores de nitrato (NO_3)	233
Tabela 27 Valores da remoção de nitrato (NO_3)	233
Tabela 28 Valores de amônia (NH_3)	234

Tabela 29 Valores da remoção de amônia (NH_3)	234
Tabela 30 Valores de fósforo	235
Tabela 31 Valores da remoção de fósforo	235
Tabela 32 Valores de fosfato (PO_4)	236
Tabela 33 Valores da remoção de fosfato (PO_4)	236
Tabela 34 Valores de ortofosfato (P_2O_5)	237
Tabela 35 Valores da remoção de ortofosfato (P_2O_5)	237
Tabela 36 Valores e remoção de Coliformes Totais	238
Tabela 37 Valores e remoção de Coliformes Fecais (<i>E. coli</i>)	238
Tabela 38 Perfil do crescimento da taboa	239

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

A: Área [m²];

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas;

ABIPLAST: Associação Brasileira da Indústria do Plástico;

ABREMPLAST: Associação Brasileira de Recicladores de Materiais Plásticos;

APME: Associação de Produtores de Plásticos na Europa;

BNDES: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social;

BTU: British Thermal Unit;

C: carbono;

°C: graus Celsius;

CAPRI: Centro de Aprimoramento Social de Hortolândia;

CEMPRE: Compromisso Empresarial para Reciclagem;

CETESB: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental;

CNI: Confederação Nacional da Indústria;

CNUMAD ou ECO-92: Conferência das Nações Unidas Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento;

CO₂: dióxido de carbono;

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente;

CW: Constructed Wetland ou Leitos Cultivados;

DP: desvio padrão;

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio [mg L⁻¹];

DQO: Demanda Química de Oxigênio [mg L⁻¹];

EC: Europe Community (Comunidade Européia);

ECO-92: Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento em 1992;

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto;

EUA: Estados Unidos da América;

FDA: Food and Drug Administration;

FEC: Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP;

FEAGRI: Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP;

H: profundidade [m];

IB: Instituto de Biologia da UNICAMP;
 IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;
 ILSI: Instituto Internacional das Ciências da Vida;
 IRPM: Indústria da Reciclagem Mecânica dos Plásticos no Brasil;
 ISO: International Standard Organization;
 kg: kilograma;
 L: litro;
 LC: leite cultivado;
 LCFH: Leite Cultivado de Fluxo Horizontal;
 LCFS: Leite Cultivado de Fluxo Superficial;
 LCFSS: Leite Cultivado de Fluxo Subsuperficial;
 m: metro;
 mg: miligrama;
 ml: mililitro;
 MO: matéria orgânica;
 NaOH: hidróxido de sódio;
 NBR: Norma Brasileira Registrada;
 NMP.100 ml⁻¹: número mais provável por cem mililitros;
 NH₃: íon amônia [mg L⁻¹];
 NO₃⁻: íon nitrato [mg L⁻¹];
 NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl;
 NTU: unidade nefelométrica de turbidez;
 O₂: oxigênio;
 P ou P_T: fósforo total [mg L⁻¹];
 PEAD: Polietileno de Alta Densidade;
 PEBD: Polietileno de Baixa Densidade;
 PEBDL: Polietileno de Baixa Densidade Linear;
 PELBD: Polietileno Linear de Baixa Densidade;
 PET: Polietileno Tereftalato;
 PEUAPM: Polietileno de Ultra Alto Peso Molecular;
 PEUBD: Polietileno de Ultra Baixa Densidade;

pH: Potencial Hidrogeniônico;
 PIB: Produto Interno Bruto;
 PO_4^{2-} : íon fosfato [mg L^{-1}];
 $\text{P}_2\text{O}_5^{2-}$: íon ortofosfato [mg L^{-1}];
 PP: Polipropileno;
 PRTF/SPI: Força Tarefa para a Reciclagem de Plásticos / Sociedade Industrial de Plásticos;
 PS: Poliestireno;
 PVC: Policloreto de Vinila;
 Q: vazão [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$] ou [$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$];
 RAC: Reator Anaeróbio Compartimentado;
 RSU: Resíduos Sólidos Urbanos;
 SABESP: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo;
 SDF: sólidos dissolvidos fixos [mg L^{-1}];
 SDV: sólidos dissolvidos voláteis [mg L^{-1}];
 SS: sólidos sedimentáveis [ml L^{-1}];
 SSF: sólidos suspensos fixos [mg L^{-1}];
 SST: sólidos suspensos totais [mg L^{-1}];
 SSV: sólidos suspensos voláteis [mg L^{-1}];
 ST: sólidos totais [mg L^{-1}];
 STD: sólidos totais dissolvidos [mg L^{-1}];
 STF: sólidos totais fixos [mg L^{-1}];
 STV: sólidos totais voláteis [mg L^{-1}];
 TDH: tempo de detenção hidráulico [dia^{-1} ou h^{-1}];
 t: tonelada (10^3 kg);
 ton: tonelada inglesa (10^3 kg);
 UASB: Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente;
 UFMS: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul;
 UNICAMP: Universidade Estadual de Campinas;
 USEPA: United States Environmental Protection Agency;
 V: volume [m^3];
 VM: valor médio.

RESUMO

GONDIM, J.A. **Tratamento de efluente de indústria recicladora de plásticos utilizando reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados**. FEAGRI - Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2007. 254 p. (Dissertação de Mestrado)

Os plásticos fazem parte dos resíduos sólidos urbanos, que devido ao grande volume gerado, tem causado entre outros fatores, impactos ambientais e redução da vida útil dos aterros. Uma das propostas básicas apresentada pela Agenda 21 para gerenciamento dos resíduos sólidos, é a reciclagem dos materiais, que apresenta importantes benefícios, como redução dos impactos ambientais, aumento de matéria-prima de fontes não renováveis, aumento da vida útil dos aterros e ganhos econômicos. O Brasil é o terceiro maior reciclador mundial de plásticos que ocorre principalmente através do processo mecânico. Uma das etapas neste processo é a lavagem dos plásticos produzindo efluente. Pouca literatura tem sido encontrada sobre sistemas de tratamento deste tipo de efluente. Os dados obtidos destinaram-se, principalmente, à prática da reciclagem dos plásticos dentro de uma tecnologia sustentável. O presente experimento, em escala real, caracterizou efluente de uma indústria recicladora dos plásticos PEBD, PEAD e PP, no município de Sumaré/SP, implantou sistema de tratamento através de reator anaeróbio compartimentado (RAC) e leitos cultivados (LCFSS), monitorou e operou o sistema durante, respectivamente, 8 e 6 meses. O sistema escolhido fundamentou-se na eficiência, viabilidade econômica, atendimento à realidade da empresa e aproveitamento de estruturas de tratamento já existentes. O volume de água consumido por kg de plástico lavado era em média 0,66 L, o que produzia um volume diário de 10 m³ de efluente/dia. A vazão de aplicação no sistema foi de 1,25 m³/h. A empresa reciclava em média 300 t. de plásticos por mês, produzindo 200 m³ de efluente. O sistema ocupou a área de 305 m², era composto por 8 estruturas em alvenaria, num total de 175 m² de área construída e foi monitorado durante 245 dias. A vegetação utilizada no leito cultivado foi taboa (*Typha domingensis* Person). O TDH total do sistema foi de 32,64 h, onde no RAC foi de 15 h e no leito cultivado de 12 h. Foram analisados 31 parâmetros. O efluente apresentava valores médios de pH 5,5, inferior a chorume, de nitrato acima da concentração típica dos esgotos domésticos e de fósforo dentro da faixa destes. Os pontos de coleta foram: na entrada do sistema, entrada do RAC, entrada do leito cultivado, lançamento. As remoções médias do sistema foram as seguintes: ST 97,6%, STF 83%, STV 94,9%, SST 97,1%, SSF 98,4%, SSV 96,7%, STD 93,7%, SDF 79,3%, SDV 96,4%, SS 100%, DQO 48,3%, turbidez 80,9%, amônia NH₃ 52,1%, nitrato NO₃ 47%, fósforo P_t 53,3%, fosfato PO₄ 55,3%, ortofosfato P₂O₅ 55%, Coliformes Totais 96,4%, *E. coli* 94,7%, metais pesados cádmio 72,3%, chumbo 89,8%, cobre 82%, cromo total 82,7%, zinco 74,1%. Os valores de lançamento foram dentro dos limites da CONAMA 357/05 e ou NBR 9800/87 e Decreto 8.468/76 para efluente lançado em rede pública coletora de esgoto. Os valores médios da turbidez e dos SST no lançamento indicaram ser possível a recirculação do efluente tratado, para uso na lavagem dos plásticos, reduzindo o consumo de água. Cerca de 0,5 t. de resíduos plásticos ao mês eram retirados do efluente e poderiam retornar para a produção após secagem. Valores maiores de remoções poderiam ser alcançados, em especial de fósforo e nitrogênio, caso todos leitos cultivados fossem operados e alcançassem maturidade. Mesmo assim, o sistema implantado mostrou ser eficiente no tratamento de efluente de lavagem de plásticos.

Palavras Chave: lavagem; reciclagem; resíduos sólidos; recirculação; tecnologia sustentável.

ABSTRACT

GONDIM, J.A. **Effluent treatment from recycling plastics industry, using a anaerobic compartmented and cultivable bed.** FEAGRI - Faculty of Agricultural Engineering – UNICAMP, Campinas/SP, Brazil, 2007. 254 p. (MSc. Thesis)

Plastics are part of the urban solid waste, due at the great volume generated, it has caused among other facts, enviromental impacts and reduction of the useful landfill life. One of the basics proposal presented by Agenda 21 to management of the solid waste is the recycling, that presents benefits, like enviromental impact reduction, raw material incrise as non replace font, increasing of useful life of the landings and profits gain. Brazil is the third worldwide plastics recycling that mainly occurs at mechanically process. One step in this process is the washing of plastics that produce effluents. Few literature has been made about treatment sistems of this kind of effluent. The destination of the data obtained, mainly, the recycling pratice of plastics in a defensible technology. To this present experiment, in real scale, it was characterized the effluents from a plastic recycling plant, types PEBD, PEAD and PP in Sumare city - SP, wich implanted a treatment system using a compartment anaerobic reactor (RAC) and constructed wetland (LCFSS), checked and operated this system during, respectively 8 and 6 months. The chosen system was based in the efficient, economic viability, attending the company needs and utilization of the treatment structure existed. The water volume used for each plastic kg washed on an average 0,66 liter, and produced a daily volume of 10 m³ of effluent. The drainage of the sistem was 1,25 m³/h. The company recycled on an average of 300 ton of plastic monthly, producing 200 m³ of effluent. The area of the sistem uses 305 m², 8 warehouse, in a total of 175 m² of built area and has been monitored during 245 days. The used vegetable in the cultivable bed was taboa (*Typha domingensis* Person). The TFD total in the sistem was 32,64 h, where the RAC was 15 h and in the cultivable bed 12 h. It was analysed 31 parameters. The effluent showed on an average of pH 5,5, under the fact, nitrate above of tipical concentration on domestic sewer, and phosphorus in this zone. The collection points was: system entrance, RAC entrance, constructed wetland entrance, sewer. On an average the removed material was: ST 97,6%, STF 83%, STV 94,9%, SST 97,1%, SSF 98,4%, SSV 96,7%, STD 93,7%, SDF 79,3%, SDV 96,4%, SS 100%, DQO 48,3%, muddle 80,9%, ammonia NH₃ 52,1%, nitrate NO₃ 47%, phosphorus P_t 53,3%, phosphate PO₄ 55,3%, orthophosphate P₂O₅ 55%, Total Coliformes 96,4%, *E. coli* 94,7%, cadmium 72,3%, lead 89,8%, copper 82%, chromium 82,7%, zinc 74,1%. The sewer amount was in the limits of CONAMA 357/05 and/or NBR 9800/87 and Decree 8.468/76 for effluent launched in public sewer system. The middle and SST values launched indicated the possibility of recirculating the effluent after treatment, to using plastic washing, reducing the water consume. About 0,5 ton monthly of plastics was removed from effluent and could return after dry up to production. We could reach bigger remotion, specially phosphorus and nitrogem, if all cultivable bed was used and the taboa reach the maturity. The system, anyway, prove to be efficient at the effluent treatment for plastics washing.

Key words: washing, recycling, solid waste, reciculating, defensible tecnology.

1 INTRODUÇÃO

A partir da década de 70, observou-se no mundo o surgimento do interesse pela reciclagem de plásticos, decorrente de vários fatores, tais como:

- crise energética do petróleo;
- demora do processo de biodegradação e implicações negativas na preservação ambiental; e,
- pressões de movimentos ecológicos.

A reciclagem de plásticos apresenta importantes fatores para melhora das questões sociais, econômicas e ambientais para os dias atuais, tais como:

- minimização dos impactos ambientais causados pelo lançamento de resíduos sólidos no meio;
- economia de fontes não renováveis, como as do petróleo;
- geração de renda em comunidades menos favorecidas;
- prolongamento da vida útil de aterros; e,
- redução do consumo de água e, se houver a recirculação do efluente produzido, esta redução será mais acentuada.

Nas últimas décadas, criou-se no planeta uma consciência ecológica muito grande com relação ao gerenciamento ambiental dos resíduos sólidos, oriundos das diversas atividades humanas, onde os espaços físicos estão cada vez mais escassos para sua disposição e em vários países há restrições determinadas por legislações, para limitar o lançamento dos mesmos em aterros.

A Agenda 21, instrumento global aprovado durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento ou ECO-92, realizada no Rio de Janeiro, para implantação do modelo de desenvolvimento sustentável, recomendado para os governos, agências de desenvolvimento, Organizações das Nações Unidas (ONU) e grupos setoriais independentes colocarem em prática a partir da sua aprovação em 14/06/1992, ao longo do século 21, apresenta no seu capítulo 21, propostas básicas para o gerenciamento dos resíduos sólidos. Sinteticamente são elas: 1) minimização da geração de resíduos; 2) maximização de práticas de reutilização e de reciclagem dos resíduos; 3) implementação de sistemas de

tratamento e disposição de resíduos, compatíveis com a preservação ambiental; e, 4) ampliação do alcance dos serviços que se ocupam dos resíduos (CNUMAD, 1997).

Atualmente é observado o crescimento do número de catadores, carrinheiros, trabalhadores informais, centros de reciclagem, empresas de beneficiamento e indústrias recicladoras, as quais tornam possível a reintrodução do material reciclável na linha de produção, onde no Brasil a reciclagem dos plásticos ocorre principalmente através do processo mecânico. Uma das etapas neste processo é o beneficiamento dos plásticos através da lavagem, tornando-os aptos à industrialização, conferindo-lhes maior valor financeiro e gerando efluente. Salienta-se que no país o ramo da reciclagem mecânica é crescente nos últimos 10 anos e as estimativas indicam continuidade neste crescimento, contando atualmente com cerca de 800 empresas recicladoras.

Informações de profissionais e de instituições do ramo de reciclagem, tais como: B M Indústria e Comércio Ltda, Organização Não Governamental Centro de Aprimoramento Social de Hortolândia (CAPRI), Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE) e Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos (Plastivida), indicam existir uma carência no conhecimento sobre as características do efluente de lavagem de plásticos, assim como de tecnologia para seu tratamento, pois em muitos casos o processo tem sido projetado e operado de forma não sustentável, onde o efluente gerado não recebe tratamento apropriado, sendo lançado em condições impróprias no ambiente. Também não foram encontrados indicativos na literatura consultada, sobre a possibilidade de haver recirculação do efluente tratado, para reaproveitamento da água consumida no processo de lavagem, redução dos custos e economia da fonte hídrica.

O primeiro diagnóstico feito no país sobre a Indústria da Reciclagem Mecânica dos Plásticos foi realizado através de pesquisa feita pela Plastivida em 2004, instituição integrante da Plastics Global Meeting, CONAMA e do Fórum Ambiental do Plástico. O estudo foi sobre Monitoramento dos Índices de Reciclagem Mecânica dos Plásticos no Brasil, com métodos estabelecidos pelo IBGE e os dados mostraram que: o Brasil é o 3º maior reciclador mundial de plásticos, apresentando índice anual de 16,5%; o faturamento é de R\$ 1,3 bilhões, com produção de 780 mil ton./ano e capacidade instalada de 1,06 milhões de ton. (nível operacional de 73,6%); envolvimento de 11.500 empregos diretos; os tipos de plásticos mais reciclados são respectivamente PET, PEBD, PEAD e PP; as regiões brasileiras campeãs na reciclagem são

respectivamente Sudeste, Sul e Nordeste (regiões com a maior defasagem hídrica nacional). Este alto índice de reciclagem porém não seria alcançado, sem a contribuição de cerca de 1 milhão de catadores informais, conforme informações do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico Social - BNDES (BNDES CRIA LINHA DE APOIO PARA CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS, 2006).

O capítulo 30 da Agenda 21, refere-se ao fortalecimento do papel do comércio e da indústria na implantação de tecnologias limpas. De forma enfática é salientado que o governo, o comércio, as indústrias, as organizações não governamentais, as associações comerciais e científicas devem fortalecer a difusão de informações sobre a produção mais limpa, mediante a ampliação dos bancos de dados existentes (CNUMAD, 1997; COELHO, 1999).

Tais considerações reforçam e justificam a necessidade da realização de estudos, que forneçam informações sobre as características do efluente de lavagem de plásticos, tecnologias para seu tratamento e informações sobre a possibilidade de recirculação do efluente.

No presente experimento, em escala real, caracterizou-se efluente de lavagem de plásticos em indústria recicladora no município de Sumaré/SP dos plásticos PEBD, PEAD e PP, projetou-se e implantou sistema de tratamento através do reator anaeróbio compartimentado (RAC) com pós-tratamento em leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS). Foi utilizada tecnologia nos 4 níveis usuais de tratamento de efluentes, ou seja, preliminar, primário, secundário e terciário (VON SPERLING, 1995). O sistema foi monitorado durante 8 meses e operado durante 6. Foram também fornecidas informações sobre possibilidade de recirculação do efluente tratado. Para escolha do sistema de tratamento foram considerados principalmente os seguintes fatores: dados fornecidos por análises preliminares de caracterização do efluente, estruturas de tratamento instaladas e em operação na indústria, custo de implantação, eficiência, simplicidade de operação, área disponível, reduzida produção de lodo e em condições de melhor estabilização.

A estrutura da presente dissertação está disposta da seguinte maneira: a) introdução; b) objetivos; c) revisão bibliográfica sobre reciclagem, plásticos, reciclagem de plásticos e sistemas de tratamento de águas residuárias; d) caracterização preliminar do material em estudo (efluente) através da análise de determinados parâmetros; e) elaboração de projeto de sistema de tratamento do efluente e disposição dos resíduos gerados, com possibilidade de haver recirculação; f) caracterização do efluente tratado, determinação de sua eficiência e

comparação dos parâmetros analisados no lançamento com a legislação vigente; g) comparação das remoções pelo sistema com as obtidas em outros estudos; h) conclusões; e, i) sugestões para trabalhos futuros.

Os dados obtidos trouxeram importantes contribuições para o ramo de reciclagem mecânica dos plásticos, em especial, quanto à caracterização do efluente gerado e projeção de sistema de tratamento, baseado em técnicas operacionais simples, naturais, de reduzido custo de implantação e que atendam à legislação. Tais dados também contribuíram para obtenção de informações, com relação ao desempenho do sistema de tratamento adotado sobre o efluente de lavagem de plásticos. As informações obtidas, destinam-se principalmente, a contribuir cientificamente com o desenvolvimento da reciclagem mecânica de resíduos plásticos sob bases sustentáveis, em especial, para implantação de tecnologia de tratamento e recirculação do efluente de lavagem de plásticos, assim como para o retorno à produção dos resíduos plásticos perdidos ao longo do processo de lavagem.

2 OBJETIVOS

Os objetivos do presente experimento, em escala real, em indústria recicladora dos plásticos PEBD, PEAD e PP, foram os seguintes:

a) Objetivos Gerais

- contribuir cientificamente para a reciclagem de resíduos plásticos, através de implantação de tecnologia sustentável de tratamento, com possibilidade de recirculação do efluente e aproveitamento de resíduos plásticos perdidos ao longo do processo de lavagem;
- produzir efluente de lavagem de plásticos com apropriado tratamento para lançamento em rede pública de coleta de esgotos; e,
- analisar a capacidade de remoção e eficiência do sistema de tratamento adotado.

b) Objetivos Específicos

- caracterizar o efluente gerado no processo de lavagem de plásticos em indústria de reciclagem;
- implantar sistema de tratamento de efluente viável economicamente e dentro da realidade física da indústria onde o experimento foi realizado;
- operar e monitorar o sistema de tratamento;
- analisar os parâmetros de lançamento obtidos com relação à legislação vigente;
- avaliar a tecnologia implantada, remoção e eficiência; e,
- comparar as remoções pelo sistema com as obtidas em outros estudos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Agenda 21

A discussão das perspectivas atuais de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares nos países desenvolvidos, pode contribuir para uma maior reflexão sobre os caminhos a seguir nos países em desenvolvimento, para o equacionamento desta questão, na promoção do desenvolvimento sustentável.

Esta abordagem está respaldada nas proposições mais gerais da agenda 21 que, mesmo reconhecendo as disparidades entre nações, identifica na constituição de uma parceria global a única forma de reduzir as diferenças e garantir um mínimo básico para todos os habitantes do planeta, sem que ocorra a exaustão dos recursos naturais e a completa destruição dos ecossistemas dos quais depende a vida.

Na Agenda 21 estão listados como proposições básicas para o equacionamento do gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, os seguintes programas:

- minimização da geração de resíduos;
- maximização de práticas de reutilização e reciclagem;
- implementação de sistemas de tratamento e disposição de resíduos, compatíveis com a preservação ambiental, extensão da cobertura dos serviços de coleta e destino final dos resíduos;
- ampliação do alcance dos serviços que se ocupam dos resíduos (MOURA,1998; CNUMAD,1997).

3.1.1 Maximização de Práticas de Reutilização e Reciclagem

Logo após a ECO-92, a reciclagem ganhou força no mundo inteiro, com o apoio das organizações ambientalistas e, principalmente, de muitas empresas que fizeram dela o seu “marketing” ecológico.

Os benefícios da reciclagem são facilmente identificados pela população em geral, daí sua força como elemento didático e de propaganda. É fácil compreender porque a reciclagem de determinado material reduz a utilização de matéria-prima nova, o consumo de energia e a quantidade de resíduos a serem dispostos no ambiente.

De certa forma, a reciclagem ofuscou as duas ações que deveriam precedê-la na prioridade para a preservação ambiental: a) a redução do consumo e b) a reutilização de material. Isto se explica pelos recursos destinados à reciclagem pelas empresas interessadas na sua promoção. Esse interesse, muitas vezes, não tem nenhuma relação real com a preservação ambiental, mas de promoção da empresa e, o que é mais grave, objetiva à ampliação do uso de embalagens descartáveis (MOURA, 1998 e SISINNO, 2002).

Na América Latina, a reciclagem é amplamente praticada, principalmente em função da existência de uma enorme população desempregada, que encontra, nesta atividade uma alternativa para sobreviver, o que faz com que os custos materiais sejam baixos por não incorporarem nenhum dos chamados “custos sociais” (MOURA, 1998 e SISINNO, 2002).

Ao contrário do que acontece nos países desenvolvidos, onde a separação é feita nas residências, através da coleta seletiva, na América Latina o material é selecionado pelos catadores, também denominados “agentes ambientais”, tanto nos lixões como nos recipientes de lixo postos para a coleta domiciliar, e também em locais de grandes aglomerações como praias, estádios de futebol, áreas para shows, etc (MOURA, 1998 e SISINNO, 2002).

Enquanto nos países desenvolvidos a tendência é implementar a coleta seletiva nos domicílios, na América Latina, é fortalecer os grupos de população pobre, pela formação de associações e cooperativas de catadores, estabelecendo uma melhor condição de negociação com as empresas compradoras do material (MOURA, 1998; SISINNO, 2002; COELHO, 1999).

3.1.2 Desenvolvimento Sustentável

Conforme CALDERONI, 1999, desenvolvimento sustentável pode ser definido como aquele que atende às necessidades do presente, sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras, atenderem as suas próprias necessidades.

Segundo KOHLER, 2003, desenvolvimento sustentável é definido como o tipo de desenvolvimento que possa continuar com sucesso no futuro sem ruir suas bases ou desequilibrar-se.

Várias são as referências encontradas trazendo definições para este tipo de desenvolvimento, que tem sido buscado de forma global após a ECO-92.

Com base nos conceitos de sustentabilidade, todas as atividades industriais e econômicas nos dias atuais, como por exemplo, a reciclagem de plásticos, devem adotar no processo produtivo dois critérios básicos: o crescimento sócio-econômico e a preservação ambiental (CNUMAD,1997; COELHO, 1999).

3.2 Benefícios da Reciclagem

Os benefícios da reciclagem de materiais, conforme CALDERONI, 1999, são:

- economia de água;
- economia energética;
- economia de matérias-primas, principalmente providas de fontes não renováveis;
- redução da necessidade de construção de novos aterros sanitários;
- criação de novo valor para o material descartado que perdeu seu valor original;
- geração de renda; e,
- minimização dos custos ambientais.

Em especial, tratando-se da economia de água, com relação à produção de plásticos a partir de material reciclado, pode ser observado o seguinte consumo de água na produção industrial de alguns deles, com matéria-prima virgem (VON SPERLING, 1995):

- 1 tonelada de PVC $\rightarrow 12,5 \text{ m}^3$ (12,5 L de água / 1 kg de plástico)
- 1 tonelada de Poliéster (PS) $\rightarrow 60 \text{ a } 130 \text{ m}^3$ (60 a 130 L de água / 1 kg de plástico)
- 1 tonelada de Nylon $\rightarrow 100 \text{ a } 150 \text{ m}^3$ (100 a 150 L de água / kg de plástico)

Verifica-se portanto, que a produção de plásticos a partir de matéria-prima virgem, pode representar um consumo de água 12 a 150 vezes maior ao consumo de água necessário na produção de plásticos reciclados pós-consumo, como ocorre em particular, na indústria onde o experimento foi realizado, onde o consumo é de 1 litro de água por 1,5 kg de plástico ou seja:

- 1 tonelada de plásticos reciclados (PEAD, PEBD e PP) $\rightarrow 0,66 \text{ m}^3$ (0,66 L de água / 1 kg de plástico)

3.3 Considerações Sobre Plásticos e sua Reciclagem

Plástico é um termo originário do grego que significa “adequado à moldagem” (SPINACÉ, 2000).

São artefatos fabricados a partir de resinas sintéticas, conhecidas como polímeros, derivados principalmente do petróleo ou também obtidos do carvão, de óleos vegetais, vegetais e outras fontes. Os plásticos também podem ser de origem natural. (REMEDI, 1999; SPINACÉ, 2000; CALDERONI, 1999; CLASSIFICAÇÃO DOS PLÁSTICOS QUANTO A SUA ORIGEM, 2006; COELHO, 1999).

Muitos são os tipos de plásticos, conforme é mostrado na Figura 1.



Figura 1 CLASSIFICAÇÃO DOS PLÁSTICOS QUANTO A SUA ORIGEM (2006)

O plástico foi produzido inicialmente em 1862, pelo inglês Alexander Parkes, tornando-se um dos maiores fenômenos da era industrial (PLÁSTICO RÍGIDO, 2000), pois substituiu materiais tradicionais como, marfim, metais e madeira (SPINACÉ, 2000).

O plástico tem sido utilizado por várias áreas, tais como: de embalagens, automobilística, construção civil, eletroeletrônica, alimentícia, farmacêutica, de artefatos de brinquedos (SPINACÉ, 2000).

A partir da década de 70, é observado o surgimento do interesse referente à reciclagem de plásticos. Isto foi decorrente a vários fatores, tais como: crise energética do petróleo, demora do processo de biodegradação no meio, pressão de movimentos ecológicos (SPINACÉ, 2000).

Tem-se observado atualmente, o crescimento do número de catadores, carrinheiros, sucateiros, trabalhadores informais, centros de reciclagem, empresas de beneficiamento e indústrias recicladoras, os quais tornam possível a reintrodução do material reciclável na linha de produção (CALDERONI, 1999; PERFIL DA RECICLADORA DE PLÁSTICO, 2002).

O processo de lavagem, que é um processo de beneficiamento a que são submetidos os plásticos, no processo mecânico de reciclagem, para tornarem-se aptos à industrialização e adquirir maior valor financeiro. Com base nas informações de empresários do ramo, sucateiros e trabalhadores informais, este processo não tem sido projetado de forma sustentável, de forma que o efluente gerado, em muitos casos, não tem recebido tratamento adequado, sendo lançado em condições impróprias para o ambiente. Em tais casos também não é feita a recirculação do efluente, o que possibilitaria o reaproveitamento da água e a redução dos custos.

Pode-se concluir, portanto, que há uma carência no conhecimento de metodologias de tratamento do efluente de lavagem dos plásticos.

Conforme a NBR 10.004 de 11/2004 (ABNT, 2004), norma que contém a classificação dos resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais ao meio e à saúde, os plásticos são classificados como resíduos sólidos classe II B (não perigosos e inertes).

Os plásticos constituem dentre todas as classes de materiais do RSU (Resíduos Sólidos Urbanos), os que apresentam menores índices de reciclagem em todo o mundo (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

A reciclagem de plásticos no Brasil cresce em média 15% ao ano, desde o início da década de 90, onde é estimada a existência de aproximadamente 700 empresas reciclando, cada uma, em média, de 50 a 100 t/mês de grânulos (SPINACÉ, 2000).

Como a geração de plásticos está relacionada com a taxa de geração de lixo (resíduos sólidos) decorrente das atividades humanas, são apresentados dados relacionados ao consumo dos plásticos, índices de reciclagem, entre outros:

- estima-se que a população mundial que hoje representa mais de 6 bilhões de habitantes, esteja gerando 30 milhões de toneladas de lixo por ano (D'ÁLMEIDA, 2000), onde é estimado um aumento desta população para 8 bilhões até 2024 (REINFELD, 1994), aumentando significativamente a quantidade de lixo em aterros e lixões;
- a taxa de geração de lixo *per capita* média brasileira é de 1 kg/hab/dia e a composição média do lixo domiciliar é de: 52,5% matéria orgânica, 24,5% papel/papelão, 16,2% outros, **2,9% plástico**, 2,3% metal, 1,6% vidro,. Nos EUA é de 3,2 kg/hab/dia, sendo a composição média do lixo domiciliar de: 44% papel/papelão, 34% outros, **10% plástico**, 7% metal, 5% vidro (D'ÁLMEIDA, 2000 e QUANTO LIXO UMA PESSOA PRODUZ EM TODA A SUA VIDA, 2003).
- os resíduos de plástico encontrados no lixo, são constituídos, em sua maior parte por embalagens descartáveis, representando um volume significativo. Embora represente somente de 4 a 7% em massa, os plásticos ocupam de 15 a 20% do volume do lixo, o que contribui para que aumentem os custos de coleta, transporte e destinação final (IPT/CEMPRE, 2000);
- o consumo *per capita* anual de plástico brasileiro é estimado em 10 kg/hab, sendo relativamente baixo, quando comparado com o índice de 72 kg/hab nos EUA, 70 kg/hab na Europa e 53 Kg/hab no Japão (PERFIL DE RECICLADORA DE PLÁSTICO, 2002; RECICLAGEM, 2002). Porém, estima-se que em 2010 o consumo *per capto* brasileiro de resinas termoplásticas aumentará para 35kg/hab, passando da representatividade **de 2,9%** na composição média do lixo domiciliar, **para 6%** (RECICLAGEM, 2002).

- a produção nacional de resinas termoplásticas foi de 2,3 milhões de toneladas em 1993 (PERFIL DE RECICLADORA DE PLÁSTICO, 2002), em 2000 de 3,2 milhões de toneladas em 2000, havendo uma projeção para 6,5 milhões de toneladas em 2010 (RECICLAGEM, 2002);
- a produção de plásticos corresponde a 4% do consumo mundial de petróleo (COELHO, 1999; AGUIAR e PHILIPPI, 1998 *apud* SPINACÉ, 2000);
- o índice de reciclagem de plásticos no Brasil em 1995, foi de 12% e no Estado de São Paulo de 8,5% (CALDERONI, 1999), porém neste ano era superior aos níveis que prevaleciam na Europa, que eram de 7% e nos EUA de 0,86% (conforme POWELSON, 1992 *apud* CALDERONI, 1999). Em 2001 o índice brasileiro, conforme dados da Plastivida (Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos), passou a ser de 15%, onde é estimado para 2010 o aumento para 30% (RECICLAGEM, 2002);
- o Brasil é um dos líderes mundiais na reciclagem de plásticos, de forma espontânea, sem obedecer nenhuma lei determinada pelo governo, sobre meta de reciclagem a ser alcançada (como ocorre na Comunidade Européia), em especial quanto à reciclagem mecânica, principalmente devido à atividade dos catadores (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004); e,
- a Alemanha é o maior reciclador mundial de plásticos (31,1%), em segundo lugar está a Áustria (19,1%), em terceiro lugar o Brasil (16,5%) e em nono os EUA (11%), não considerando o Japão, que utiliza cerca de 60% dos resíduos sólidos para obtenção de energia (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004; COELHO, 1999; PLÁSTICO RÍGIDO O MERCADO PARA RECICLAGEM, 2006; RECICLAGEM, 2006a; RECICLAGEM, 2006e; PLASTIVIDA, 2006).

Muitas são as dificuldades técnicas envolvidas no processo de reciclagem do plástico, conforme descrição de POWELSON, 1992 *apud* CALDERONI, 1999, que descreve “a cada ano (...) a indústria do plástico produz mais de 150 tipos de resinas conhecidas como

plástico. Cada uma contém uma equação química singular e diferentes conjuntos de obstáculos à reciclagem (...) misturar duas resinas plásticas (...) é comparável a combinar-se aço e madeira”.

Conforme REMEDIO, 1999, teoricamente todo plástico é reciclável e pode voltar à cadeia produtiva, através dos processos de reciclagem química, mecânica ou energética. Quanto à origem da matéria-prima da reciclagem, ou seja, dos resíduos plásticos, a reciclagem pode ser primária ou secundária.

Existem entre 600 a 800 instalações industriais e sucateiros no país, concentrados nas regiões sul e sudeste, que atuam no setor de reciclagem de plásticos através do processo mecânico de reciclagem, onde é estimado o processamento de 200 mil t/ano, sendo 60% dos resíduos provenientes da indústria (reciclagem primária) e 40% de fontes urbanas (reciclagem secundária). Este mercado representa um faturamento anual de aproximadamente 250 mil dólares, podendo gerar cerca de 20 mil empregos diretos (FORLIN e FARIA, 2002; REMEDIO, 1999). Destaca-se que os resíduos plásticos que são reciclados pela indústria, objeto de estudo neste trabalho, utilizam o processo mecânico de reciclagem.

Conforme informações da Plastivida (Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos), entidade criada em 1994, cuja missão é promover a reciclagem dos plásticos (RECICLAGEM, 2002), não se tem conhecimento sobre quantas destas empresas realizam o processo de lavagem dos plásticos, nem quantas têm ou não sistemas de tratamento do efluente. No entanto, informações de profissionais e de instituições do ramo de reciclagem, tais como: B M Indústria e Comércio Ltda, Organização Não Governamental Centro de Aprimoramento Social de Hortolândia (CAPRI), Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE) e Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos (Plastivida), indicam existir uma carência no conhecimento sobre as características do efluente de lavagem de plásticos, de tecnologia para seu tratamento, ou seja, uma grande defasagem no tratamento do efluente de lavagem de plásticos.

Conforme CALDERONI, 1999, em Os Bilhões Perdidos no Lixo, a reciclagem de plásticos no Brasil, poderia representar um ganho possível de aproximadamente R\$ 3,2 bilhões (56,5% do total possível reciclado no país), ao invés dos aproximados R\$ 0,4 bilhões (33,2% do total reciclado no país), ou seja, um ganho aproximado 8 vezes maior.

3.4 Classificação e Identificação dos Plásticos

Segundo FORLIN e FARIA, 2002, uma importante característica dos materiais plásticos utilizados como embalagem nas operações de reciclagem, é o seu comportamento termo-físico, classificado em:

- **Termoplásticos:** são plásticos que não sofrem alterações em sua estrutura química, durante o aquecimento e que após o resfriamento podem ser novamente moldados. Exemplos: Polipropileno (PP), Polietileno de Alta Densidade (PEAD), Polietileno de Baixa Densidade (PEBD), Polietilenotereftalato (PET), Poliestireno (PS), Policloreto de Vinila (PVC), etc (PLASTICOS, 2006).
- **Termofixos:** são aqueles que uma vez moldados não podem ser fundidos e remoldados novamente, portanto não são recicláveis pelo processo mecânico. Exemplos: baquelite, Poliuretanos (PU) e Poliacetato de Etileno Vinil (EVA), poliésteres, resinas fenólicas, etc (PLASTICOS, 2006).

A caracterização e a separação de contaminantes são ações imprescindíveis no processo de reciclagem. Os materiais de embalagem termoplásticos caracterizam-se como produtos de reações de polimerização completas com cadeias lineares ou ramificadas. As propriedades físicas são afetadas quando submetidos ao calor e resfriamento em indefinidos ciclos, ocorrendo a formação de reduzido índice de ligações cruzadas, as quais estão associadas com a rigidez dos mesmos.

Os materiais plásticos termofixos são produtos de polimerização em que ocorre a formação de elevado número de ligações cruzadas. Quando amolecidos, pela ação do calor e resfriados, endurecem irreversivelmente, fenômeno conhecido como cura, conferindo-lhes características de extrema rigidez. As resinas epóxi e os componentes moldáveis à base de formaldeído e fenol, são alguns exemplos destes materiais. Em embalagens plásticas a maior utilização de materiais termofixos é verificada na confecção e preparação de tintas, vernizes, termosselantes, adesivos, sistemas rígidos para embalagens flexíveis (tampas, sistemas de dosagem, etc.), entre outros. Em função de suas características físico-químicas, quando em

composição com materiais termoplásticos de embalagens (laminados, garrafas e potes plásticos, etc.), diminuem o valor relativo de reciclabilidade destes materiais, constituindo-se em elementos contaminantes dos mesmos.

O Brasil adotou o sistema alemão de identificação dos plásticos, que é por números e ou nomes (REMEDI, 1999).

Muitas são as combinações de resinas, originando diversos tipos de plásticos, porém, neste trabalho foi abordado em especial, a respeito dos principais tipos encontrados no comércio, conforme NBR 13230, expresso no Quadro 1.

Quadro 1 Identificação universal dos termoplásticos e seus usos conforme NBR 13230 (CEMPRE, 2006; FORLIN e FARIA, 2002)

Número de Identificação	Símbolo	Sigla	Plástico	Usos
1		PET	Polietileno Tereftalato	Frasco para refrigerantes, frascos de produtos de limpeza.
2		PEAD	Polietileno de Alta Densidade	Frasco para refrigerantes, embalagens de utilidades domésticas, produtos de limpeza, tubos e conexões, baldes.
3		PVC	Policloreto de Vinila	Tubos e conexões, frascos de água mineral, sacos de lixo, condutores para fios e cabos elétricos, frascos de produtos de limpeza.
4		PEBD	Polietileno de Baixa Densidade	Sacos de lixo, embalagens flexíveis, condutores para fios e cabos elétricos, frascos de produtos de limpeza.
5		PP	Polipropileno	Auto-peças, fios têxteis, frascos de produtos de limpeza, frasco para refrigerantes, tubos e conexões, copos descartáveis, condutores para fios e cabos elétricos.

Continuação ...

Quadro 1 Identificação universal dos termoplásticos e seus usos conforme NBR 13230 (CEMPRE, 2006; FORLIN e FARIA, 2002) (Conclusão)

Número de Identificação	Símbolo	Sigla	Plástico	Usos
6		PS	Poliestireno	Copos descartáveis
7		Outros	Outros plásticos especiais de engenharia	Gabinetes de TV, aparelhos de som, computadores, CDs e eletrodomésticos.

Segundo FORLIN e FARIA, 2002, a caracterização para estruturas laminadas ou multicamadas cuja reciclagem é processada com a separação dos materiais constituintes é designada pela resina de maior participação na composição da embalagem. Os materiais de embalagem recicláveis sem a separação dos seus elementos integrantes (delaminação) são classificados como outros.

3.5 Mercado do Plástico no Mundo e Brasil

Conforme FORLIN e FARIA, 2002, a produção de plásticos no Brasil alcançou 3,4 milhões de toneladas em 1999, em comparação com 41,6 milhões de toneladas nos EUA e 26,3 milhões de toneladas na Europa em 1994. Em 1998, aproximadamente 31% da produção de resina foi destinada para a produção de embalagens plásticas, transformando este setor no mercado mais importante para materiais plásticos no Brasil. O consumo de plásticos para embalagens nos EUA foi também equivalente a 31%. A estimativa de crescimento no consumo de plásticos no Brasil, de 3,3 milhões de toneladas em 1998 para cerca de 4,3 milhões de toneladas em 2005 foi alcançada, conforme mostra a Figura 3.

O mercado de embalagens no mundo em 2000 alcançou a cifra de US\$ 431 bilhões, da qual 22% refere-se à América do Norte; 27% à Europa Ocidental; 15% ao Japão; 5% à América Latina; e, 31% ao resto do mundo. A participação do Brasil é de 1,65% do mercado mundial. A produção brasileira de embalagens foi estimada em 5,5 milhões de toneladas, ou

US\$ 10 bilhões, em 1998, correspondendo a 1,3 % do PIB, dos quais 61% referem-se a alimentos. O setor deve crescer em torno de 35% em volume até o ano 2005, alcançando 7,4 milhões de toneladas ou US\$ 8,7 bilhões, aos preços de 1999. Estas projeções estão baseadas no panorama de 2000, não considerando substituições, exceto a tendência da mudança das latas de alumínio por embalagem de PET, no setor de bebidas.

Segundo REMEDIO, 1999, a indústria de embalagens plásticas encontra-se entre as de maior crescimento no Brasil nos últimos anos.

Os principais mercados mundiais para embalagens são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 Principais mercados mundiais de embalagens plásticas no período de 1995 a 2005 expressos em US\$ bilhões (Adaptado de FORLIN e FARIA, 2002)

País / Ano	1995	2000	2005 (Estimativa)
EUA/Canadá	125	96,6	96,6
Japão	60	65,6	-
Alemanha	29,8	24,3	26,9
França	19,9	18,3	20,4
Itália	16,5	16	17,7
Reino Unido	15	13,1	14,7
China	14	-	-
Brasil	12,6	7,1	8,7
Espanha	6,4	7,6	8,6
Argentina	-	4,6	-
México	4	5	-
Chile	1,1	1,4	1,6
Colômbia	-	1	-

Os dados da publicação de abril/2006 da ABIPLAST (Associação Brasileira da Indústria do Plástico), mostram a ascensão do mercado do plástico no Brasil quanto ao faturamento em reais, consumo de resinas termoplásticas, assim como fornece dados sobre segmentação do mercado, entre outros, conforme apresentado nas Figuras 2 a 5.

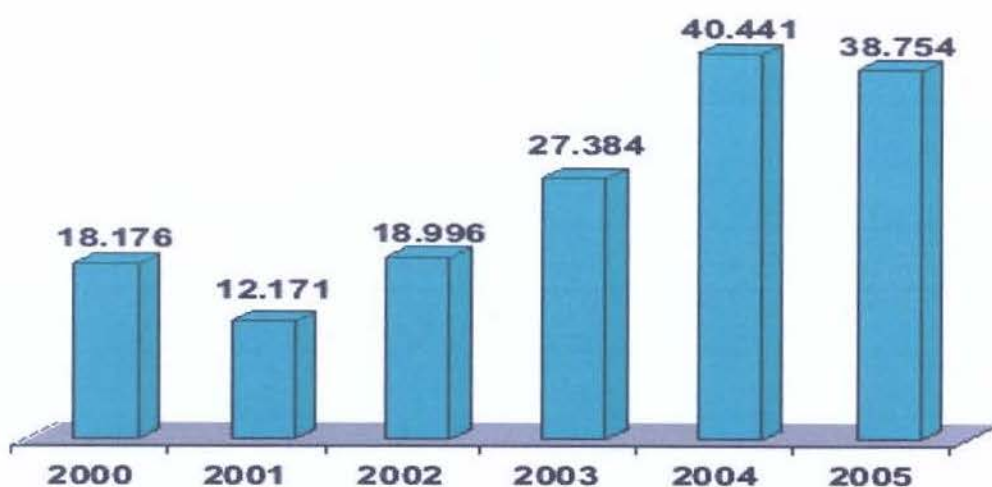


Figura 2 Faturamento da indústria do plástico no Brasil no período de 2000 a 2005 em milhões de reais (PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)

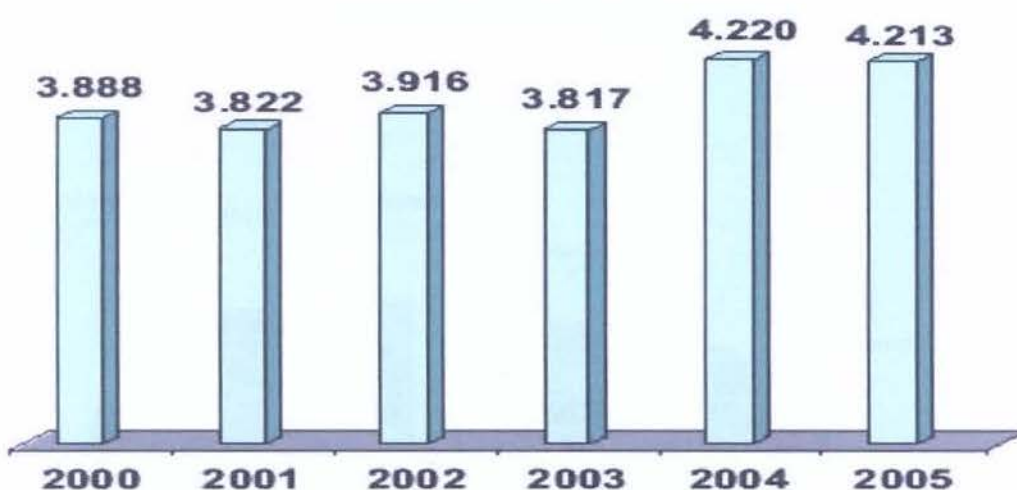


Figura 3 Consumo de resinas termoplásticas no Brasil no período de 2000 a 2005 em mil ton. (PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)

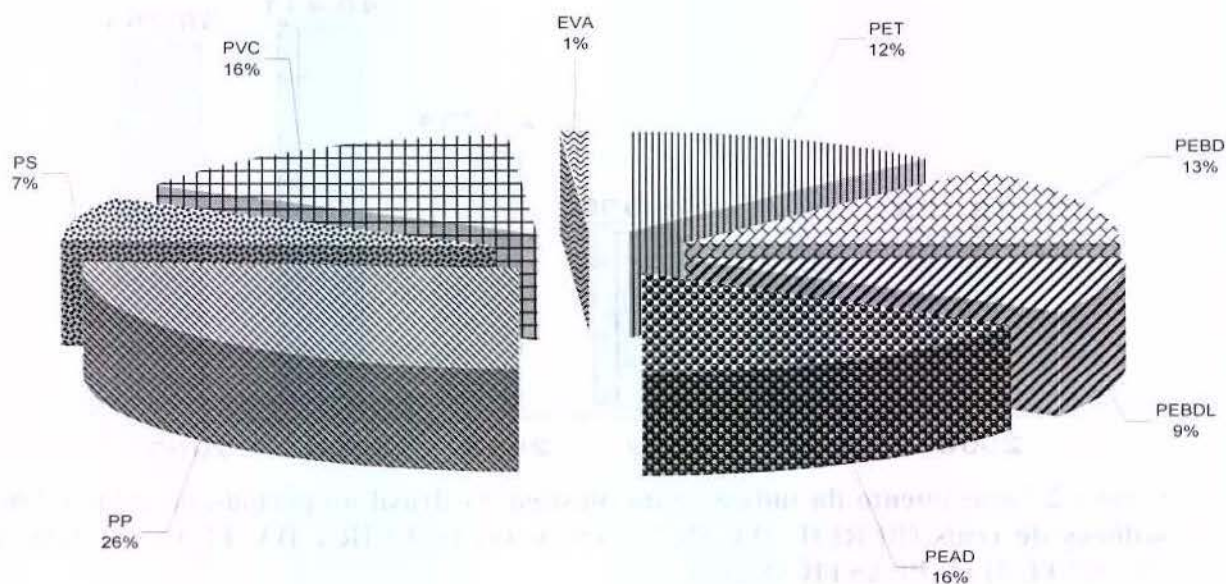


Figura 4 Consumo de resinas termoplásticas no Brasil em 2005 segmentado por resina (Adaptado de PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)

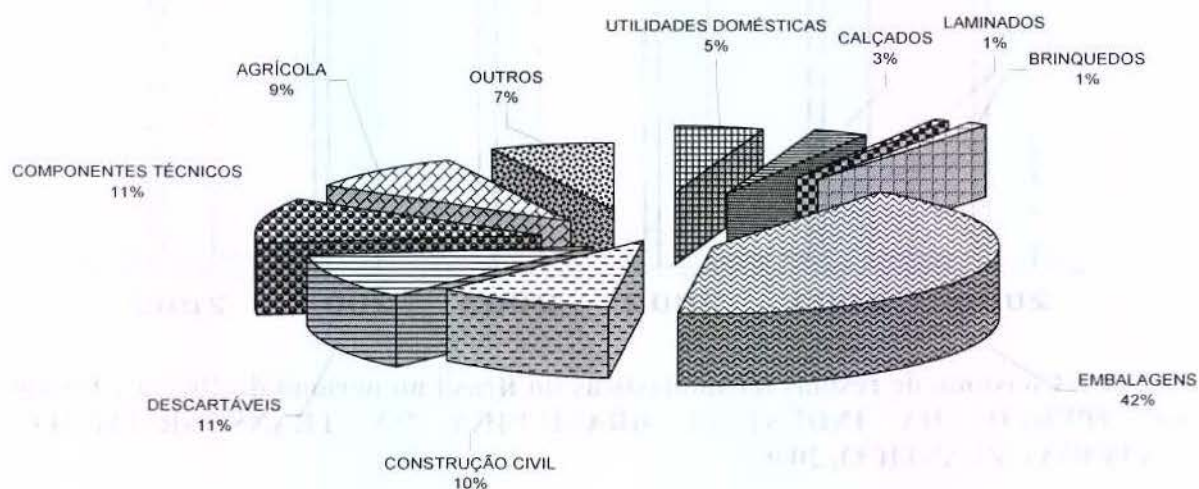


Figura 5 Segmentação do mercado de plásticos no Brasil em 2005 (Adaptado de PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO, 2006)

Os dados mostram que é crescente o mercado de plásticos e de embalagens plásticas, tanto no contexto nacional, como internacional (COELHO, 1999). Portanto, como estas embalagens podem ser constituídas por PEAD, PEBD ou PP (conforme Quadro 1), entre outros polímeros, onde estas resinas são as mais consumidas conforme Figura 4, é importante cada vez maior a sua reciclagem.

3.6 Decomposição dos Plásticos e Problemas Apresentados

Segundo FORLIN e FARIA, 2002, os plásticos são considerados substâncias inertes, com índices de decomposição variáveis (quase desprezíveis) por elementos ambientais, como luz, umidade, calor e microrganismos. Quando degradados podem originar substâncias não inócuas, de prolongada persistência e de restrito controle ambiental.

Embora represente somente 4 a 7% em massa, dependendo da região, época e clima entre outros fatores, os plásticos ocupam de 15 a 20% do volume dos RSU, o que contribui para que aumentem os custos de coleta, transporte e destinação final (IPT/CEMPRE, 2000).

A não degradabilidade no ambiente de materiais plásticos pós-consumo, tem sido um dos fatores em que ambientalistas têm centrado suas campanhas em detrimento das vantagens e dos avanços obtidos na utilização de resinas plásticas para o desenvolvimento de embalagens. Por outro lado, a pesquisa e o planejamento de embalagens com componentes que favoreçam a sua degradação ambiental é um desafio e um dilema para estes setores, pois envolvem itens que se contrapõem à função primordial da embalagem, como por exemplo, de proteção e manutenção da estabilidade dos alimentos.

Para aumentar os índices de degradação dos plásticos no ambiente, várias propostas têm sido estudadas, com limitada aplicabilidade econômica até o momento, entre as quais: a) incorporação de elementos na estrutura da embalagem que promovam processos de fotodegradação (fotosensibilizantes, sais metálicos, nitrocompostos, quinonas, benzofenóis, entre outros); b) estudo da utilização de estruturas poliméricas (poliamidas, poliésteres, poliuretanos) que contenham estruturas hidrofílicas na sua composição, predispondo-as à degradação pela ação da umidade do ambiente; e, c) desenvolvimento de materiais mistos de embalagem à base de polímeros sintéticos com amidos modificados ou com outros polímeros, que apresentem suscetibilidade natural para a ação de microrganismos no ambiente.

Conforme GRIPPI, 2001, embalagens plásticas podem levar, por exemplo, mais de 500 anos para serem degradadas no ambiente, onde o conceito da eco-eficiência deve ser posto em prática. Segundo FORLIN e FARIA, 2002, o conceito de eco-eficiência vem sendo adotado por empresas do mundo inteiro, com apelo para assegurar que seus sistemas de produção, produtos e serviços, estejam comprometidos com um desempenho econômico e ambiental corretos. Na prática da eco-eficiência, são adotadas condutas de minimização do consumo de matérias-primas virgens e sua substituição por materiais reciclados, redução da toxicidade dos produtos, com aumento de sua vida útil e redução dos gastos de energia em seus processos, entre outros.

Os plásticos, portanto, diretamente não poluem, porém apresentam poluição indireta, no caso de não serem reciclados, que pode ocorrer através da queima indevida, sujeira acumulada e água parada, sendo foco para transmissão de doenças, entupimento de bueiros, assoreamento de cursos d'água, entre outros.

Quando não há coleta seletiva, tais resíduos podem ser destinados a aterros ou lixões. Nos lixões podem causar poluição ambiental pela queima, transmissão de doenças, contaminação do lençol freático, além da poluição visual. Nos aterros causam dificuldade de compactação, o que acarreta geração de camadas impermeáveis, que afetam as trocas de líquidos e gases no interior do aterro, prejudicando a decomposição dos materiais biologicamente degradáveis, que leva à redução de sua vida útil (PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINAS, 1996).

3.7 Processos de Reciclagem dos Plásticos

A reciclagem dos plásticos pode ser feita através dos processos químico, mecânico e energético (REMEDI, 1999; SPINACÉ, 2000; COELHO, 1999). A seguir, de forma sucinta, serão abordados tais processos.

3.7.1 Reciclagem Química

Conforme PLÁSTICOS, 2006 e COELHO, 1999, a reciclagem química re-processa plásticos, transformando-os em petroquímicos básicos, que servem como matéria-prima em refinarias ou centrais petroquímicas. Seu objetivo é a recuperação dos componentes

químicos individuais para reutilizá-los como produtos químicos ou para a produção de novos plásticos.

Os novos processos desenvolvidos de reciclagem química permitem a reciclagem de misturas de plásticos diferentes, com aceitação de determinado grau de contaminantes como, por exemplo, tintas, papéis, entre outros materiais. Entre os processos de reciclagem química existentes, destacam-se:

- **Hidrogenação:** as cadeias são quebradas mediante o tratamento com hidrogênio e calor, gerando produtos capazes de serem processados em refinarias;
- **Gaseificação:** os plásticos são aquecidos com ar ou oxigênio, gerando-se gás de síntese contendo monóxido de carbono e hidrogênio;
- **Quimólise:** consiste na quebra parcial ou total dos plásticos em monômeros na presença de Glicol/Metanol e água; e,
- **Pirólise:** é a quebra das moléculas pela ação do calor na ausência de oxigênio. Este processo gera frações de hidrocarbonetos capazes de serem processados em refinaria.

3.7.2 Reciclagem Mecânica

Conforme PLÁSTICOS, 2006 e COELHO, 1999, a reciclagem mecânica consiste na conversão dos descartes plásticos pós-industriais ou pós-consumo em grânulos que podem ser utilizados na produção de outros produtos, como sacos de lixo, solados, pisos, conduítes, mangueiras, componentes de automóveis, fibras e outros. Este processo passa geralmente pelas seguintes etapas:

- **Separação:** ocorre em uma esteira ou estrutura similar dos diferentes tipos de plásticos, de acordo com a identificação ou com o aspecto visual. Nesta etapa são separados também rótulos de diferentes materiais, tampas de garrafas e produtos compostos por mais de um tipo de plástico, embalagens metalizadas, grampos, etc. Por ser uma etapa geralmente manual, a eficiência depende diretamente da prática das pessoas que executam esta tarefa. 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 e aterros da coleta não seletiva;

- **Moagem:** após separados os diferentes tipos de plásticos, estes são moídos e fragmentados em pequenas partes em equipamento próprio (moinho, triturador);
- **Lavagem:** após moagem, o plástico passa por uma etapa de lavagem com água para a retirada dos contaminantes. É necessário que a água de lavagem receba tratamento para a sua reutilização ou lançamento final;
- **Aglutinação:** além de completar a secagem, o material é compactado, reduzindo-se assim o volume que será enviado à extrusora. O atrito dos fragmentos contra a parede do equipamento rotativo provoca elevação da temperatura, levando à formação de uma massa plástica. O aglutinador também é utilizado para incorporação de aditivos, tais como cargas, pigmentos e lubrificantes; e,
- **Extrusão:** a extrusora funde e torna a massa plástica homogênea. Na saída da extrusora, encontra-se o cabeçote, do qual sai um "espaguete" contínuo, que é resfriado na água. Em seguida, o "espaguete" é picotado em um granulador e o transforma em pellets (grãos plásticos).

O processo de reciclagem mecânica dos plásticos é mostrado na Figura 6.

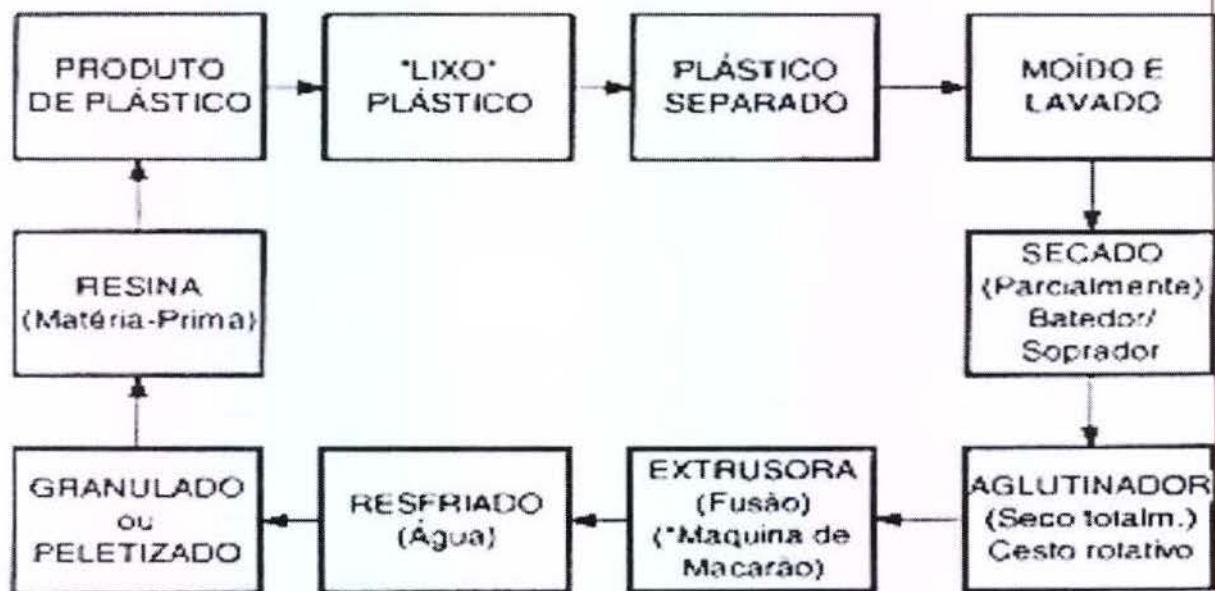


Figura 6 Processo de reciclagem mecânica dos plásticos (PLÁSTICO, 2006)

3.7.3 Reciclagem Energética

Conforme FORLIN e FARIA, 2002 e COELHO, 1999, a transformação ou reciclagem energética prevê a combustão ou pirólise dos materiais plásticos utilizados como embalagem com a recuperação da energia liberada. Os plásticos utilizados em embalagens de alimentos, como materiais orgânicos, representam valor combustível consideravelmente positivo quando submetidos à combustão total, comparados a outros materiais.

Em geral, as misturas de plásticos encontradas nos RSU possuem um poder combustível de cerca 9.000 BTU/kg, enquanto que nas suas frações específicas (separados de outros materiais e/ou por naturezas de plásticos) podem apresentar um saldo energético positivo de até 42.000 BTU/kg de resíduo. As madeiras secas apresentam um valor energético de 12.000 a 16.000 BTU/Kg e o carvão cerca de 24.000 BTU/kg. O óleo bruto do refino do petróleo possui um valor energético aproximado de 12.000 BTU/kg (FORLIN e FARIA, 2002).

Não obstante às vantagens inerentes ao processo de transformação energética, o controle e tratamento dos produtos e substâncias residuais têm concentrado estudos e críticas sob o ponto de vista ambiental.

A combustão de materiais plásticos de PVC mostra sérios problemas de corrosão de equipamentos e de poluição ambiental decorrentes da transformação do cloro contido em sua composição em produtos nocivos, tais como o cloreto de hidrogênio e dioxinas.

O cloreto de hidrogênio oriundo da decomposição térmica do PVC dissolve-se em contato com o vapor de água no processo de combustão, dando origem ao ácido hidrocloreídrico, o qual é altamente corrosivo para os equipamentos que compõem o sistema de incineração (FORLIN e FARIA, 2002).

As dioxinas apresentadas na Figura 7 são compostos químicos derivados da estrutura básica $C_4H_4O_2$. A substância 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-*p*-dioxina tem sido estudada em função da sua toxicidade e efeitos deletérios em animais e seres humanos.

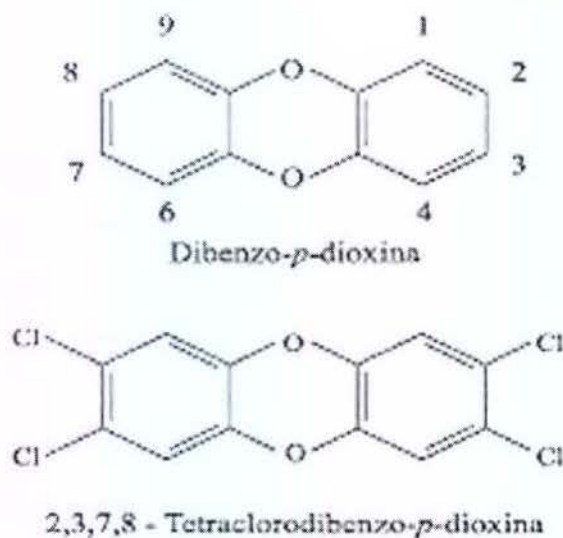


Figura 7 Estrutura química das dioxinas: dibenzo-*p*-dioxina e 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxina (FORLIN e FARIA, 2002)

Além das dioxinas, outros compostos da decomposição térmica do PVC, como furanos e ftalatos, têm sido recentemente estudados pelos seus efeitos nocivos e formação de compostos de prolongada persistência no ambiente. Estes problemas vêm comprometendo a utilização do PVC em materiais de embalagem e outros materiais, apesar de suas excelentes características de maquinabilidade e baixo custo relativo comparado com outras resinas.

Da mesma forma, a presença de metais pesados como cádmio, cromo, zinco e, especialmente, mercúrio, quer nas emissões gasosas ou no resíduo sólido (cinza), requerem a implementação de controles eficientes de neutralização, separação ou recolhimento dessas substâncias, sob pena de comprometer a estrutura e equipamentos de incineração e pirólise, assim como a viabilidade do processo (FORLIN e FARIA, 2002).

A pirólise é uma opção de transformação energética de materiais plásticos que envolvem a decomposição térmica parcial, originando óleo combustível bruto, o qual pode ser utilizado como fonte de energia, via combustão, ou transformado em outros produtos ou materiais. Como vantagens relativas do processo em relação à combustão podem ser destacadas: a) a possibilidade de armazenamento, transporte e utilização como óleo bruto; b) a viabilidade de refino do óleo bruto para a obtenção de monômeros para síntese de outros produtos plásticos; e c) a transformação do óleo bruto para composição de materiais com

aplicação na construção civil (isolante, impermeabilizante, etc.) e como componente de material asfáltico na construção de rodovias (FORLIN e FARIA, 2002).

Os processos de transformação energética da combustão e pirólise representam uma redução significativa do volume de materiais de embalagem pós-consumo lançados sem destinação racional no meio ambiente ou em aterros sanitários, para os quais não exista processos de reciclagem apropriados. Também, permite uma redução considerável da utilização de outras fontes de matérias-primas não renováveis, tradicionalmente utilizadas para obtenção de energia, como é o caso do óleo combustível extraído do refino do petróleo, ou a queima de madeira.

O requerimento de equipamentos e instalações apropriados para os processos, o controle e monitoramento das emissões gasosas, dos resíduos sólidos e das frações decompostas na degradação térmica, de modo a representar um retorno ou ganho energético positivos e uma redução de impacto ambiental que justifique economicamente os processos utilizados, são os principais fatores críticos da reciclagem térmica.

A combustão e ou pirólise de materiais plásticos tem sido implementada com relativa eficiência em países com elevada densidade populacional, com restritas opções de fontes energéticas convencionais e com disponibilidade de recursos para a viabilização de tecnologias para a aplicação e controle destes processos (FORLIN e FARIA, 2002).

3.8 Classificação da Reciclagem dos Plásticos Quanto à Origem dos Resíduos

Conforme REMEDIO, 1999, a classificação da reciclagem pode ser feita considerando-se a origem da matéria-prima desta, que são os resíduos plásticos. Tais resíduos podem ser classificados quanto à origem industrial ou urbana. Os resíduos plásticos industriais são provenientes principalmente de refugos de indústrias de transformação, como peças fora de especificação técnica, aparas e rebarbas. Estes resíduos são reciclados pela própria indústria ou comercializados com terceiros. Os resíduos plásticos urbanos são gerados por consumidores, residenciais, comércio e por locais administrativos de indústrias.

Desta forma, a reciclagem dos plásticos quanto à origem dos resíduos pode ser expressa da seguinte maneira:

a) Reciclagem Primária ou Pré-Consumo

É a reciclagem através da recuperação dos resíduos plásticos industriais, efetuada na própria indústria geradora ou por outras empresas transformadoras. Os refugos são moídos e encaminhados aos equipamentos de transformação, como extrusoras, sopradoras ou injetoras. O material é reprocessado juntamente com a matéria-prima virgem, para obtenção do produto acabado.

b) Reciclagem Secundária ou Pós-Consumo

É a reciclagem de resíduos plásticos urbano ou agrícola pós-consumo. Ela necessita de operações adicionais à recuperação primária. São importantes as seguintes etapas:

- separação manual de artefatos por tipo de plástico utilizado;
- retirada de partes metálicas dos refugos plásticos; e,
- lavagem dos resíduos plásticos para retirada de contaminantes.

A reciclagem secundária geralmente ocorre através do processo mecânico, sendo aplicável principalmente aos termoplásticos.

3.9 Reciclagem dos Plásticos no Mundo e no Brasil

Conforme SANTOS, AGNELLI e MANRICH (2004), a disposição dos resíduos sólidos urbanos apresenta problemas relacionados à instalação inadequada dos mesmos, ao espaço físico ocupado pelos rejeitos e à proliferação de doenças para parte da população que mora próximo e sobrevive da comercialização desses resíduos.

Nos países desenvolvidos, principalmente na Europa, existem problemas nítidos relacionados ao espaço físico para alocação de rejeitos. Em alguns países, os resíduos sólidos são transportados por longas distâncias até alcançar sua destinação final. Nos EUA, a previsão para 2005 era que a maioria dos aterros sanitários existentes, atingiriam sua capacidade máxima, ou estariam com especificações ultrapassadas em relação aos critérios de segurança exigidos (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004). Tais fatores reforçam a necessidade de haver reciclagem dos RSU.

Uma característica peculiar no Brasil é a presença de uma classe de trabalhadores de baixa renda que realiza a coleta de resíduos recicláveis e acaba por inserir o país entre os

maiores recicladores mundiais. Esta parcela da população, de acordo com levantamento do CEMPRE (Compromisso Empresarial para Reciclagem), representa cerca de 200 mil trabalhadores informais. Além disso, a maior parte do suprimento de resíduos do setor produtivo é proveniente da atividade de catadores.

Desta forma, a legalização, incentivo e profissionalização dos catadores pela formação de cooperativas, além de inserir esta parcela da população dentro da sociedade economicamente ativa, pode contribuir como uma forma de viabilização da coleta seletiva em âmbito nacional. Estas questões são apresentadas no Projeto de Lei 5649/05, porém aguardam aprovação federal.

Aproximadamente 70% dos resíduos sólidos estão em aterros sanitários na Europa e EUA. No Japão, esta proporção está em torno de 40%, pois grande parte vai para produção de energia. Este procedimento reduz o consumo de combustível e gás queimado para geração de energia e permite usar as quantidades economizadas de óleo para produção de plásticos virgens.

Comparativamente, a Europa é o continente com maior índice de reciclagem de plásticos, tendo a Alemanha obtido o maior índice (31,1% do total reciclado na Europa) e a Áustria ocupando o segundo lugar (19,1% do total reciclado na Europa). Normalmente, os três principais meios utilizados para reduzir os resíduos sólidos a serem aterrados em solo são: redução na fonte, reutilização, reciclagem de diferentes formas, incluindo a energética.

Estas iniciativas, além de contribuir para não esgotar a capacidade dos aterros sanitários, contribuem para preservar os recursos naturais (energia elétrica, insumos primários, etc), reduzir o consumo de energia, educar e conscientizar ambientalmente a população.

Especificamente para os plásticos, ainda contribuem para minimizar sua imagem de vilão ambiental, causada por sua poluição visual nos grandes centros e sua taxa de crescimento expressiva nos aterros sanitários. Como a incineração dos plásticos ainda está associada com riscos potenciais à saúde humana, a redução e a reciclagem constituem os principais focos das políticas de gerenciamento dos resíduos sólidos.

O alto custo operacional dos sistemas de coleta dos plásticos também confere, algumas vezes, maior viabilidade às recomendações de redução na fonte que a reciclagem em si desses resíduos. Entre os meios para alcançar a redução na fonte, destaca-se o uso de embalagens mais duráveis e para maiores capacidades. No entanto, a redução na fonte pela substituição de

materiais constitui uma alternativa secundária para os plásticos, devido a seu menor custo, praticidade, leveza e maior ganho em qualidade de vida em relação a potenciais materiais substituintes.

Conforme estudos realizados pela associação dos processadores de alimentos e da indústria de plásticos dos EUA, em 1995, o custo da coleta do resíduo doméstico era da ordem de US\$ 600 -1.000 por ton. Já na Alemanha, o custo operacional do seu sistema de coleta de resíduos de embalagens plásticas, DSD (Dual System Deutschland), chegou a 3000 deutch mark (DM) ou marcos alemães, por ton., que era 3 vezes maior que o custo das resinas virgens. Uma vez que, a existência de um sistema de coleta de material constitui o primeiro passo para viabilizar atividades recicladoras, a oneração do setor público pode ser evitada tornando o setor produtivo responsável por seus resíduos. A criação de taxas para comercialização de embalagens não recicláveis, é um dos meios para se promover maiores índices de reciclagem (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Algumas outras medidas, que podem ser adotadas para não sobrecarregar o setor público, são a imposição obrigatória do uso de reciclado em alguns setores, como feito ao obrigar o papel jornal a conter 25% de papel reciclado e o incentivo ao uso de artigos exclusivos de material reciclado, sem a necessidade de licenciamento para quem os queira produzir. Este raciocínio faz parte da logística reversa do retorno da embalagem final até o reciclador. Desta forma, a tributação das indústrias, por força política, tem sido adotada em alguns países para que as metas de reciclagem sejam atingidas a curto e médio prazo (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

A viabilização do sistema de coleta também pode ser favorecida pela inserção de uma política de troca de embalagens por brinquedos, cupons com valor financeiro, ou material esportivo em comunidades carentes, por exemplo. Uma iniciativa já implementada no Brasil é a instalação de máquinas receptoras de material reciclável em grandes supermercados, cujo depósito da embalagem equivale a cupons de compra na respectiva loja. Neste processo, a participação do público tem sido sempre requisitada como parte fundamental do sistema de coleta, pois, de acordo com estudos realizados nos EUA, os consumidores finais consomem cerca de 75% da produção total de plástico na economia. No entanto, o desenvolvimento sustentável da reciclagem apenas será alcançado, se essa atividade se tornar de modo geral financeiramente rentável (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Um ponto crítico para as legislações locais é a distribuição de responsabilidades pela redução dos resíduos de embalagens plásticas considerando quatro elementos da cadeia produtiva desse setor:

- produtor da matéria prima;
- processador;
- engarrafador; e,
- atravessador.

Geralmente, devido à maior acessibilidade dos atravessadores ao consumidor final pode lhes ser atribuído um maior percentual de responsabilidade para que os objetivos impostos pela legislação sejam atingidos. Da mesma forma, os engarrafadores também apresentam grande potencial de responsabilidade por estarem também próximos aos consumidores e ditarem o “design” e especificações das embalagens (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Outra contribuição importante que a cadeia produtiva pode promover é o uso de embalagens com menor número de resinas diferentes, o desenho de projetos que facilitem a separação de componentes das embalagens com resinas diferenciadas, evitando na medida do possível o uso de embalagens multicamadas, adesivos, aditivos e rótulos nas embalagens. A inserção do plástico reciclado no mercado consumidor também é outro aspecto chave para que metas de redução de resíduos sejam atingidas. Além disso, contribuem indiretamente para a redução no consumo geral dos plásticos, principalmente, se o crescimento do mercado da resina estiver estacionário. Esse efeito inclusive foi observado em projeções entre 1987 e 2005, para o consumo de plásticos e embalagens para bebidas carbonatadas nos EUA.

Os plásticos constituem um dos principais focos entre todas as classes de materiais do RSU (Resíduos Sólidos Urbanos), pois são os que apresentam menores índices de reciclagem em todo o mundo. Grande parte da dificuldade em reciclar plástico advém da fração significativa dos mesmos, cuja reciclabilidade é de antemão comprometida. Assim, considerando apenas a fração de plástico ecológica e economicamente reciclável, qualquer índice de reciclagem previamente estabelecido torna-se significativamente maior que qualquer valor nominal inicialmente estipulado (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Diante da necessidade iminente de reduzir o volume de resíduos nos RSU, na Europa foram estabelecidas por lei as metas de índices de recuperação e reciclagem para o setor de

embalagens. Na Comunidade Européia (EC), a Diretiva 94/62/EC estabeleceu o prazo de junho de 2001 para que no mínimo 25% e no máximo 40% em massa das embalagens presentes nos RSU fossem recicladas e no mínimo 50% e no máximo de 65% fossem recuperadas. Além disso, cada material específico, deveria ter atingido uma taxa de reciclagem mínima de 15%. A forma sugerida para atingir esses objetivos foi a política dos 3 R's: reduzir, reutilizar e reciclar. Porém mesmo para os padrões europeus isto era um grande desafio; por exemplo, TAWFIK *et al. apud* SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004, citaram que até 1993 apenas 5,6% do plástico total descartado na EC era reciclado mecanicamente e 75,7% permaneciam nos aterros. Em 1994, esse índice de reciclagem aumentou para 6,3% da fração total de plástico pós-consumo, representando mais de 10 ton. de RSU reciclado.

Esses índices, de acordo com a Associação de Produtores de Plásticos na Europa (APME), considerando apenas a fração de plástico presente no RSU, correspondiam a aproximadamente 20% da fração total de plástico recuperado por reciclagem e recuperação de energia. Essa última forma de recuperação inclusive ocupava um papel importante nos índices totais. Como previsão otimista, era estimado que para 2001 aproximadamente 50% dos resíduos ainda continuariam dispostos em aterros na Europa. Dados divulgados confirmam que essa previsão traçada na EC foi atingida com sucesso para a reciclagem de papel (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Com relação ao setor de embalagens plásticas, considerando a Alemanha, metas propostas também foram atingidas, ou no mínimo aproximadas, exceto para os materiais compósitos. Novas metas já foram inclusive traçadas na EC para 2006, onde cada tipo de plástico deve atingir índices de reciclagem de no mínimo 20%, individualmente.

Em 2000, aproximadamente 11% da quantidade de plástico produzido nos EUA foram reciclados. Isto significa um grande avanço, pois apenas 1% dos resíduos plásticos eram reciclados em 1987. Os EUA, que atingiram níveis altíssimos de reciclagem de PET em 1995, em 2000 enfrentaram uma tendência à estagnação nesse índice de acordo com relatórios anuais emitidos pelo Conselho Americano de Plásticos (APC). No máximo, os índices de reciclagem aumentam acompanhando o crescimento de produção da resina. Em 2001, não ocorreu um decréscimo nestes índices de reciclagem nos EUA apenas devido à absorção da demanda interna ociosa pelo mercado de exportações (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

No Brasil, de acordo com estudos entre 1999 e 2001 realizados pela Plastivida e MaxiQuim, mostraram que 4% das embalagens plásticas presentes no resíduo sólido urbano eram recicladas. Porém, considerando os grandes centros urbanos (São Paulo, Rio de Janeiro, Porto Alegre e Salvador), os índices de reciclagem do material pós-consumo estavam entre 9,4 e 19%. Os índices de reciclagem de PET no Brasil estão aumentando mesmo em relação aos percentuais de venda da resina virgem, sendo que este índice em 2001 esteve na ordem de 31% e é superior aos índices de países como EUA, Japão, França, Inglaterra, Itália e Alemanha. É importante que o Brasil ocupe um papel relevante com relação aos índices de reciclagem de PET, pois ele constitui o terceiro maior mercado mundial de PET grau garrafa (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

A reciclagem no Brasil esbarra no suprimento incerto de matéria-prima, na ociosidade e na falta de logística. Por outro lado, apesar do sistema precário de coleta e disposição dos resíduos sólidos, a necessidade de aumentar a renda familiar associada à viabilidade econômica e à questão ambiental favorece as atividades de reciclagem (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Por outro lado, nos EUA, a ociosidade associada ao setor de reciclagem está mais vinculada ao baixo preço da resina virgem e a existências de brechas nas legislações estaduais.

Resumidamente, as principais dificuldades inerentes ao mercado do plástico reciclado são a ausência de comprometimento entre a demanda e o fornecimento das matérias-primas, o baixo custo das resinas virgens e a alta contaminação dos resíduos. Esses fatores, na maioria, são responsáveis pela menor competitividade e qualidade final do plástico reciclado.

Outro jargão que precisa ser vencido para que a divulgação do uso de material reciclado incentive as vendas e não tenha efeito contrário é sua visão pejorativa. Um exemplo típico da presença deste comportamento é a baixa divulgação do uso de reciclado em todo o revestimento de estofamento dos automóveis. Para que as metas de índices de reciclagem sejam atingidas, o uso de processos alternativos como super-limpeza, pirólise e reciclagem química serão necessários para agregar maior valor à resina reciclada (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

A abertura e ampliação do mercado do plástico reciclado por meio de novas tecnologias e novos produtos contendo material reciclado também é um dos meios propostos para aumentar os índices de reciclagem dos plásticos. Na Europa, esse consenso já está

inserido como um dos meios de viabilizar as metas de reciclagem estipuladas (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Conforme RECICLAGEM, 2006a, no Brasil não existe uma política nacional de atuação estratégica junto a todos setores envolvidos. Para levantar a situação da indústria de reciclagem de plásticos no Brasil, a Plastivida (Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos), cujos objetivos são melhorar continuamente a imagem dos plásticos, incentivar a coleta seletiva e a reciclagem, contribuir com as empresas da cadeia produtiva dos plásticos na adoção de posturas éticas e sócio-ambientais responsáveis e promover o crescimento sustentável do mercado de plásticos, realizou através da MaxiQuim Assessoria de Mercado, um estudo sobre a Indústria da Reciclagem Mecânica dos Plásticos no Brasil (IRMP).

Destaca-se que a Plastivida é integrante do Plastics Global Meeting, encontro mundial das entidades congêneres da Comunidade Européia, Estados Unidos, Canadá, Japão, México, Argentina, Austrália e China, compartilhando novos conhecimentos e tendências, que ocorre anualmente. A Plastivida também participa do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), através da CNI (Confederação Nacional da Indústria) e também é integrante do Fórum Ambiental do Plástico, associação voltada à promoção da responsabilidade compartilhada no manejo dos resíduos sólidos urbanos (PLASTIVIDA, 2006).

Para realização do estudo, inicialmente esta entidade considerou como parâmetros, os índices de reciclagem dos plásticos praticados nos países da União Européia e na Europa Ocidental, considerando o percentual em peso do resíduo plástico gerado. Segundo acompanhamento da APME em 2002 este índice é expresso na Figura 10.

Este índice foi determinado através da razão entre o total de produtos reciclados e a quantidade de resíduos sólidos gerados, conforme mostrado na seguinte equação:

$$\text{ÍNDICE DE RECICLAGEM} = \frac{\text{Quantidade de produtos reciclados}}{\text{Quantidade de resíduos sólidos gerados}} \quad (3.1)$$

Com relação ao Brasil, a pesquisa Elaboração e Monitoramento dos Índices de Reciclagem Mecânica dos Plásticos no Brasil foi desenvolvida no ano de 2004, com base nos resultados de 2003, teve abrangência nacional e cumpriu métodos de pesquisa estabelecidos

pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Seus principais resultados são apresentados nas Figuras 8 a 10.

Este trabalho pioneiro da Plastivida, representa o primeiro diagnóstico que se faz da Indústria da Reciclagem Mecânica dos Plásticos no Brasil, em comparação com os índices dos países desenvolvidos, onde o Brasil ocupa o destacado lugar de terceiro maior reciclador mundial de plásticos (16,5%), que ocorre principalmente através do processo mecânico, superando os índices praticados pelos EUA (11%), ficando atrás somente da Alemanha, (31,1%) e Áustria (19,1%), sem considerar o Japão, pelo motivo de utilizar cerca de 60% dos resíduos sólidos como fonte energética (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004; PLÁSTICO RÍGIDO O MERCADO PARA RECICLAGEM, 2006; RECICLAGEM, 2006a; RECICLAGEM, 2006e; PLASTIVIDA, 2006).

Os dados mostraram que o índice de reciclagem mecânica de plásticos no Brasil é de 16,5%, alcançado de forma espontânea e superior à média européia. O valor do faturamento foi de R\$ 1,3 bilhões para uma produção de 780 mil ton./ano, onde a capacidade instalada é de 1,06 milhões de ton. (nível operacional de 73,6%), com envolvimento de 11.500 empregos diretos. Os tipos de plásticos mais reciclados são: 1º PET, 2º PEBD, 3º PEAD e 4º PP. Conforme estimativas da ABREMPLAST (Associação Brasileira de Recicladores de Materiais Plásticos) 60% é proveniente de resíduos industriais e 40% dos resíduos sólidos urbanos.

Embora o índice brasileiro de reciclagem mecânica seja de 16,5%, a estrutura de coleta seletiva atualmente tem uma capacidade ociosa em torno de 26,4%, que pode ser utilizada. Caso isso aconteça, provavelmente o Brasil supere os índices da Alemanha e a Áustria, hoje com 31,1% e 19,1% respectivamente (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004; PLÁSTICO RÍGIDO O MERCADO PARA RECICLAGEM, 2006).

No Brasil, a campeã na reciclagem de plásticos pós-consumo é a região Sudeste com 58%, seguida pela região Sul com 24,9% e pela região Nordeste com 14,5%.

Tudo isso não seria possível sem a representativa contribuição de cerca de 500 mil catadores informais, que recolhem os resíduos e os revendem. Entretanto, as condições de informalidade das pequenas empresas recicladoras são bastante significativas. Segundo informações do BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico Social), o contingente de catadores no Brasil pode chegar até 1 milhão de pessoas (BNDES CRIA LINHA DE APOIO PARA CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS, 2006).

Composição Média do Lixo Seletivo no Brasil (2004)

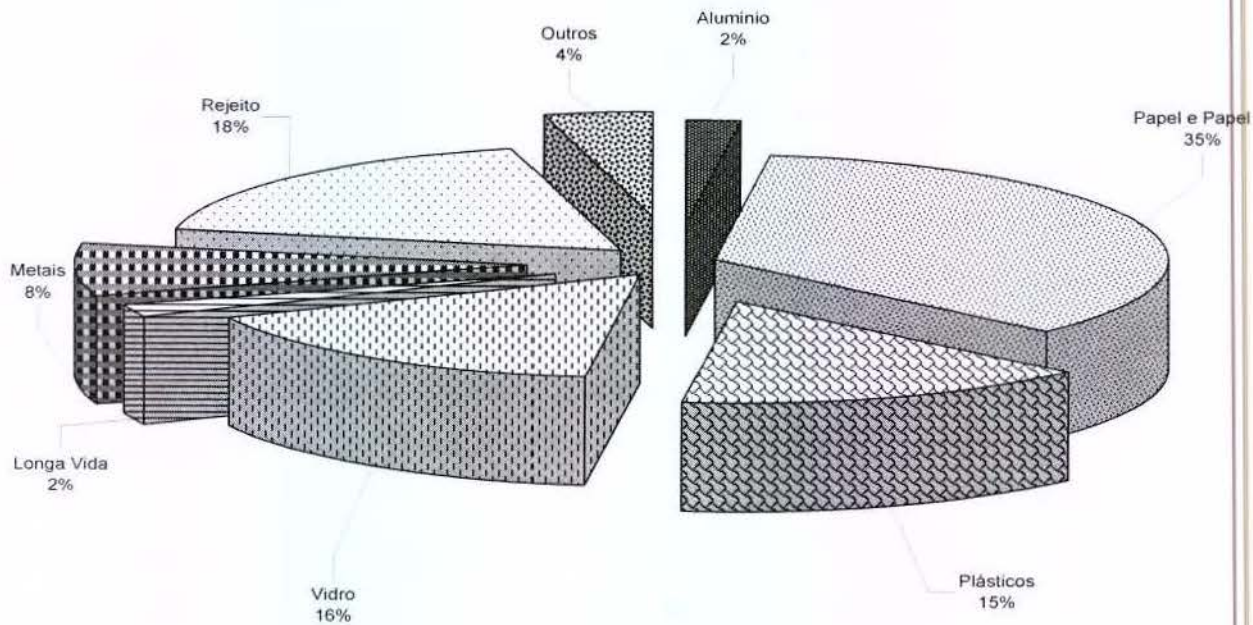


Figura 8 Composição média do lixo na coleta seletiva (% em peso) nas cidades com coleta seletiva (Adaptado de RECICLAGEM b, 2006)

Distribuição dos Funcionários pelos Estados (IRP Brasil - 2003)

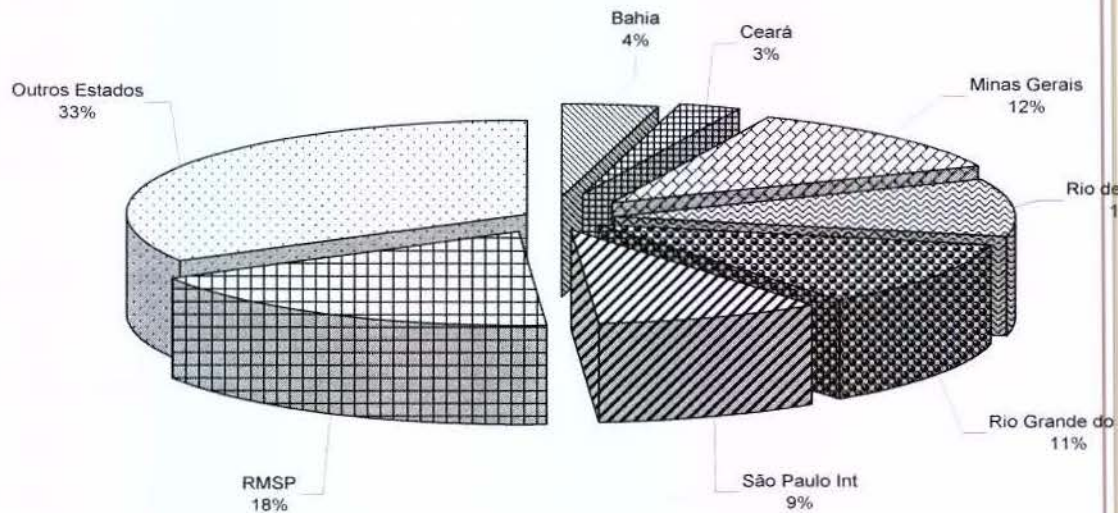


Figura 9 Distribuição dos funcionários de empresas recicladoras nos Estados brasileiros (Adaptado de RECICLAGEM c, 2006)

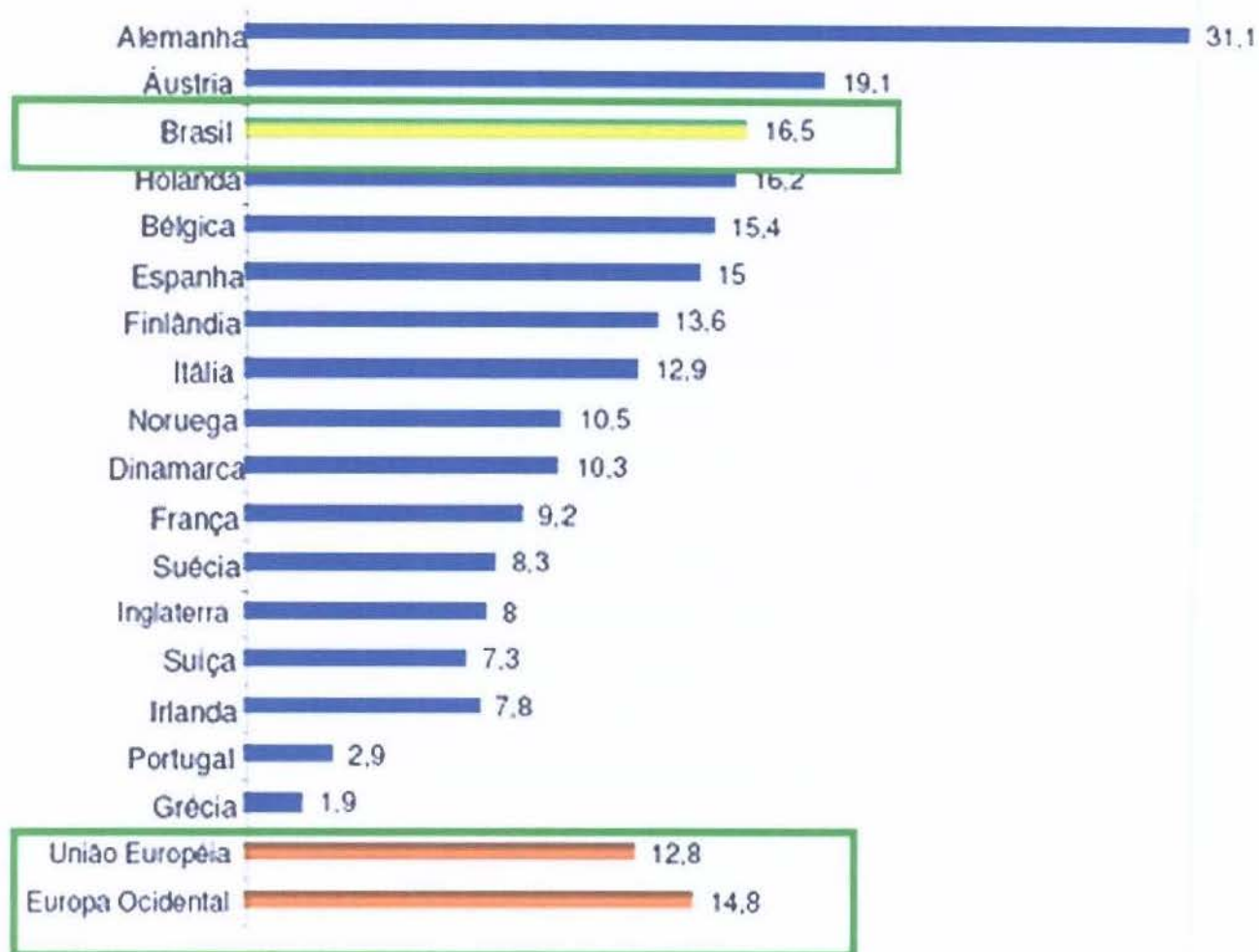


Figura 10 Índices de reciclagem mecânica (em %) de resíduos plásticos pós-consumo no Brasil conforme MaxiQuim em 2004 em comparação com o índice da reciclagem de plásticos na Europa conforme APME em 2002 (RECICLAGEME, 2006)

REMEDIIO, 1999, recomenda que, através da moldagem por injeção ou por extrusão, uma grande variedade de produtos podem ser obtidos a partir do plástico reciclado, tais como: mourões de cerca (madeira plástica), “pallets”, bancos de jardim, equipamentos urbanos, produtos para indústria de construção civil (eletrodutos, conduites, mangueiras, caixas de passagem, lonas, engradados), plasticultura (lonas), indústria automobilística e eletroeletrônica, embalagens para produtos químicos industriais e ou domésticos, material reciclado misturado com asfalto na pavimentação, para estabilização de solos, chapas e perfis e outras diversas aplicações já testadas com sucesso em países do primeiro mundo.

3.10 Uso de Plásticos Reciclados em Embalagens de Alimentos

Conforme SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004, a reciclagem de plásticos visando o retorno para aplicações alimentícias era proibida mundialmente até a década de 90. Atualmente esta atividade consta como um dos principais desafios desse setor, pois representa todo um segmento de mercado a ser explorado. Além do que o setor de embalagens representa sozinho, aproximadamente 30% em peso do consumo total de plásticos produzidos nos EUA. As poliolefinas constituem a categoria de plástico dominante neste setor, compondo aproximadamente 75% do consumo de plástico dessa fatia de mercado.

Tecnicamente, o retorno dos resíduos plásticos é viável apenas ao processo de extrusão, sopro e termoformagem, pois o processo de injeção exige menores viscosidades. Um maior valor agregado ao reciclado pode ser alcançado pelo emprego de uma etapa adicional de separação das embalagens em cores claras e pigmentadas.

Observa-se que mesmo representando apenas aproximadamente 3% do total de mercado de plásticos, ou seja, 10% do mercado de plásticos destinado ao setor de embalagens, as embalagens de PET constituem o centro da atenção dos recicladores. Entre os fatores que cooperam para este quadro estão: o custo relativamente alto da resina virgem, a alta competitividade de seus processos de reciclagem mecânica e o alto valor agregado do reciclado cujo desempenho, dependendo da tecnologia aplicada, pode ser similar ao da resina virgem. Além disso, seu mercado é altamente especializado, sendo destinado basicamente ao setor de bebidas carbonatadas.

Tendências em ampliá-lo para outros nichos existem, como, por exemplo, para os mercados de embalagens de óleo comestível, água mineral, sucos, molhos, aguardentes, detergentes, condimentos, cosméticos e produtos químicos. Além de perspectivas para o PET abranger inclusive o mercado de embalagens para cerveja (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Inicialmente, apenas os EUA e alguns países da Europa permitiram a aplicação do plástico reciclado para embalagens alimentícias. No Brasil, Chile, Austrália e mesmo em alguns países Europeus a aplicação do mesmo foi restringida ao contato indireto com alimentos, ou seja, em produtos multicamadas com uma camada de material descontaminado (alumínio, tratamentos superficiais, material virgem, etc.) em contato direto com o alimento. Nestes casos, a proporção de reciclado nas embalagens é restringida.

Como não há nenhuma legislação específica para os materiais reciclados, eles são tratados impondo os mesmos limites de pureza e controle especificados para um material virgem, ou seja, não devem afetar a saúde dos consumidores. Na Europa, estes aspectos estão relacionados com a Diretiva 90/128/EC e o artigo 2 da Diretiva 89/109/EC. Nos EUA, no Código de Leis Federais (CFR), a CFR 21 trata os contaminantes presentes no resíduo plástico como aditivos para contato indireto com alimentos (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

No Brasil, de acordo com a Resolução nº 105, de 19/05/99, da Secretaria de Vigilância Sanitária / Ministério da Saúde, é proibido o uso de plástico reciclado para contato com alimentos, exceto no caso de materiais reprocessados no mesmo processo de transformação. Especificamente para aplicações de PET em bebidas não alcoólicas carbonatadas, a utilização de PET reciclado multicamada é permitida (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Porém a pressão externa de algumas multinacionais com interesse no mercado brasileiro, o interesse comum do Mercosul e a necessidade de colaborar para a ampliação dos índices de reciclagem, tornaram possível uma abertura na legislação brasileira para eventuais empresas recicladoras que desejem exercer suas atividades no país para fins alimentícios. A Resolução nº 23 de 2000 estabelece (ver se é ANVISA) a possibilidade de produzir PET reciclado para contato direto com alimentos, desde que a empresa requerente entre com um processo de petição junto à Vigilância Sanitária e prove que seu processo de reciclagem satisfaz aos padrões internacionais de pureza adequada exigidos pelo Codex Alimentarius (Código para Alimentos), ILSI (Instituto Internacional das Ciências da Vida) e FDA (Administração de Alimentos e Drogas). Os órgãos de referência nessa área nos EUA e na Europa são, respectivamente, a FDA e o ILSI (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

A abertura desse mercado no Brasil garante a valorização do produto final e conseqüentemente, a rentabilidade das atividades recicladoras. No entanto, uma conquista que ainda deve ser assegurada ao plástico reciclado no Brasil, é a isenção de IPI (Imposto Sobre Produto Industrializado) durante sua comercialização.

A volta das embalagens de alimentos ao seu próprio ciclo é considerada uma vitória, devido ao seu curto tempo de vida útil, o que as tornam responsáveis por aproximadamente 75% da fração de plásticos rígidos. Há várias tecnologias disponíveis no mercado, as quais se

concentram principalmente nos setores de reciclagem química e física (monocamada e multicamada) (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

O acesso a metodologias específicas para padronizar, controlar e avaliar processos de reciclagem quanto à sua capacidade de produzir reciclados, com pureza adequada para aplicações alimentícias, é obtido a partir de documentos elaborados pela FDA, ILSI, BgVV (Instituto de Proteção à Saúde dos Consumidores e Medicina Veterinária) e PRTF/SPI (Força Tarefa para a Reciclagem de Plásticos/Sociedade Industrial de Plásticos) (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

A necessidade de regulamentações específicas para a aplicação do plástico reciclado em contato com alimentos advém da probabilidade de absorção de produtos químicos tóxicos (armazenamento de pesticidas, produtos automotivos, solventes, agentes desinfetantes, a ação microbiológica dos resquícios dos alimentos, entre outros) durante a reutilização das embalagens para outros fins. Esta preocupação é pertinente devido às características de sorção e difusão de produtos químicos orgânicos nos plásticos e às baixas temperaturas dos seus processos de reciclagem. Por outro lado, aspectos relacionados à contaminação microbiológica podem ser desprezados, pois estes estão aderidos apenas superficialmente no plástico e podem ser desativados durante o processo de reciclagem pelo pH do meio de limpeza e pelas próprias temperaturas de processamento do polímero (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Neste contexto, o aspecto que permite o retorno do plástico reciclado para contato direto com alimentos está relacionado ao nível máximo aceitável de um contaminante químico no plástico reciclado que ofereça risco mínimo à saúde pública e que não comprometa às propriedades organolépticas do produto envasado. Como medida ultra conservadora, foram selecionadas substâncias carcinogênicas cuja exposição a curto prazo oferecem um risco de contrair câncer menor que um em um milhão. A partir disto, foi incluso um fator de segurança de 2000 vezes sobre o valor da concentração máxima permitida sob estas condições. Mesmo para casos de exposição crônica, o valor sugerido inclui um fator de segurança de 200 vezes. Foi a partir dessas considerações que o princípio do "Threshold of Regulation" (T/R) foi proposto. Através dele foi estabelecido 0,5 ppb (parte por bilhão) como limite de ingestão diária com risco negligenciável. Da mesma forma, qualquer aditivo usado em embalagens alimentícias que cause uma exposição ao consumidor em níveis inferiores àqueles previstos

pelo T/R, não necessita de petição para ter seu uso aprovado (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Num estudo realizado por Pierce e colaboradores, foram destacados três tipos de coleta: comum, específica com reembolso ao consumidor e extra-seletiva, sendo neste último caso selecionadas apenas garrafas sem adesivos e com base integral de PET. Nele foi verificado que após um processo convencional de reciclagem (lavagem, secagem e extrusão), os cromatogramas do PET reciclado a partir de coleta extra-seletiva e PET virgem foram bastante similares, destacando assim a importância deste sistema de coleta. Por outro lado, não foram observadas diferenças significativas entre o PET de coleta comum e coleta direta do consumidor, exceto com relação ao teor de PET não alimentício (10%) incluso no primeiro sistema de coleta. Ambos apresentaram nível de impureza significativamente maior que o material virgem (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

Durante a aprovação de um processo é importante dimensionar as tolerâncias dos seus parâmetros críticos em função de suas possíveis variações para determinar sua flexibilidade. Mesmo que este não atinja os níveis de remoção dos contaminantes exigidos, assumindo a hipótese de 100% de contaminação, argumentos podem ser utilizados de forma a aprová-lo. Entre alguns deles pode-se citar: blenda com material virgem, controle da fonte do resíduo, uso sob condições menos agressivas, barreira funcional, dados de migração, etc. Recomenda-se ainda que ele seja realizado com tolerâncias nos parâmetros críticos para evitar a necessidade de refazê-lo em função de variações nestes parâmetros.

Historicamente para o PET, o primeiro processo de reciclagem mecânica com aprovação para aplicação em contato direto com qualquer classe de alimentos e sob qualquer condição de uso surgiu em 1994. A empresa requerente foi a Johnson Controls Inc. (Milwaukee - Manchester), cuja divisão foi posteriormente incorporada à Schmalbach-Lubeca AG (Ratingen-Alemanha). Após esta data surgiram diversos outros processos de reciclagem mecânica e atualmente, os processos ditos "super-clean" são economicamente viáveis, porém ainda esbarram na qualidade e disponibilidade dos resíduos.

Ademais, a FDA tem diversos processos de reciclagem química e de aplicações em coextrudados (PET e PS virgem como barreira funcional) aprovados. Usos de reciclado também são permitidos em aplicações que envolvam contato limitado, temperatura ambiente ou refrigerada, razão alta entre massa de alimento embalado e área superficial de contato,

alimentos com embalagem própria ou que devam ser lavados antes do consumo. Como exemplos são citados: embalagens de ovos de PS reciclado, sacolas de mercearia, engradados de PE (PEBD ou PEAD) e PP, cestas de PET para transporte e embalagem de frutas e verduras frescas (SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004).

3.11 Benefícios da Reciclagem de Plásticos e Ganhos Econômicos no Brasil

Segundo EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1999, os benefícios apresentados pela reciclagem de plásticos são:

- redução do custo com matéria-prima, pois a resina reciclada tem um custo 20% menor que a resina virgem;
- economia de 70% de energia na fabricação de plástico a partir de material reciclado, considerando todo o processo desde a exploração da matéria-prima até a formação do produto final;
- redução do volume de RSU nos lixões e aterros sanitários, evitando transtornos sociais e ambientais e aumento da vida útil dos aterros;
- geração de empregos e ganhos econômicos;
- economia dos recursos naturais não renováveis, como do petróleo; e,
- redução da poluição.

Conforme CALDERONI, 1999, os ganhos econômicos oferecidos pela reciclagem de plásticos no Brasil, com relação ao total de material reciclado, são:

- Possíveis R\$ 3,2 Bilhões (56,5% do total)
- Obtidos R\$ 0,4 Bilhões (33,2% do total)

A economia possível com a reciclagem dos RSU no município de São Paulo, conforme este autor, está expressa na Figura 11. Observar em detalhe nesta figura, a confirmação do que foi descrito por SANTOS, AGNELLI e MANRICH, 2004 no item 3.3, que os plásticos apresentam os menores índices de reciclagem em todo o mundo, dentre todas as classes de materiais do RSU.

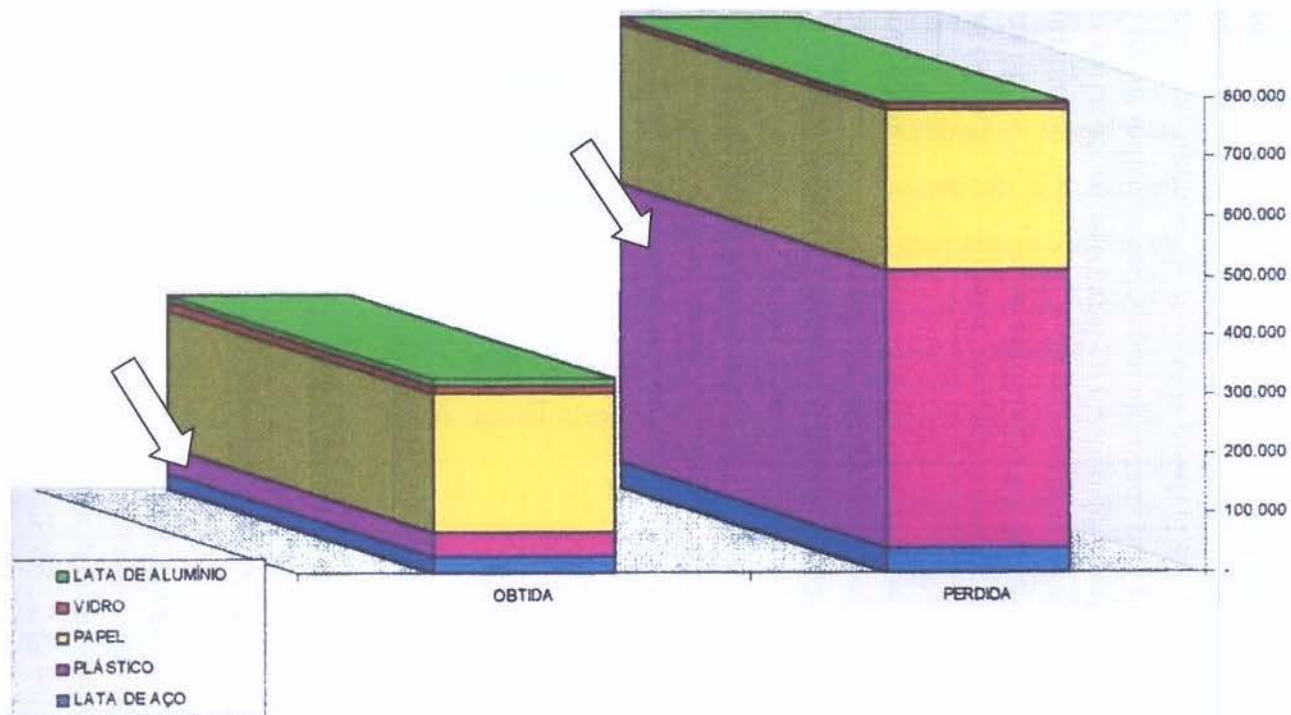


Figura 11 Economia obtida e perdida em mil reais com a reciclagem de RSU no Município de São Paulo em 09/1996, mostrando em detalhe com relação aos plásticos (Adaptado de CALDERONI, 1999)

3.12 Etapas da Reciclagem Mecânica de Plásticos

Para reciclagem mecânica dos resíduos plásticos, são necessárias as seguintes etapas:

- Estocagem;
- Separação manual ou triagem;
- Moagem;
- Lavagem;
- Secagem;
- Aglutinação;
- Extrusão;
- Granulação; e,
- Transformação em produto acabado (REINFELD, 1994).

Durante a lavagem, é feita uma separação parcial de fragmentos plásticos já moídos devido à diferença de densidade:

- menos densos (PP, PEAD, PEPB), e
- mais densos (PS, PVC, PET).

À semelhança dos EUA, Japão e alguns países da Europa, o Brasil começou a utilizar a reciclagem de resíduos plásticos misturados, para obtenção de perfis extrudados de diferentes formas, que são denominadas “madeiras plásticas”. Desta forma, podem ser obtidos os bancos de jardim, estaca para proteção costeira e produtos para indústria de construção civil (FORLIN e FARIA, 2002).

Na Figura 12 mostra-se as etapas envolvidas na reciclagem mecânica dos plásticos e a Figura 13 mostra o esquema de funcionamento básico de unidade de moagem e lavagem de plásticos.

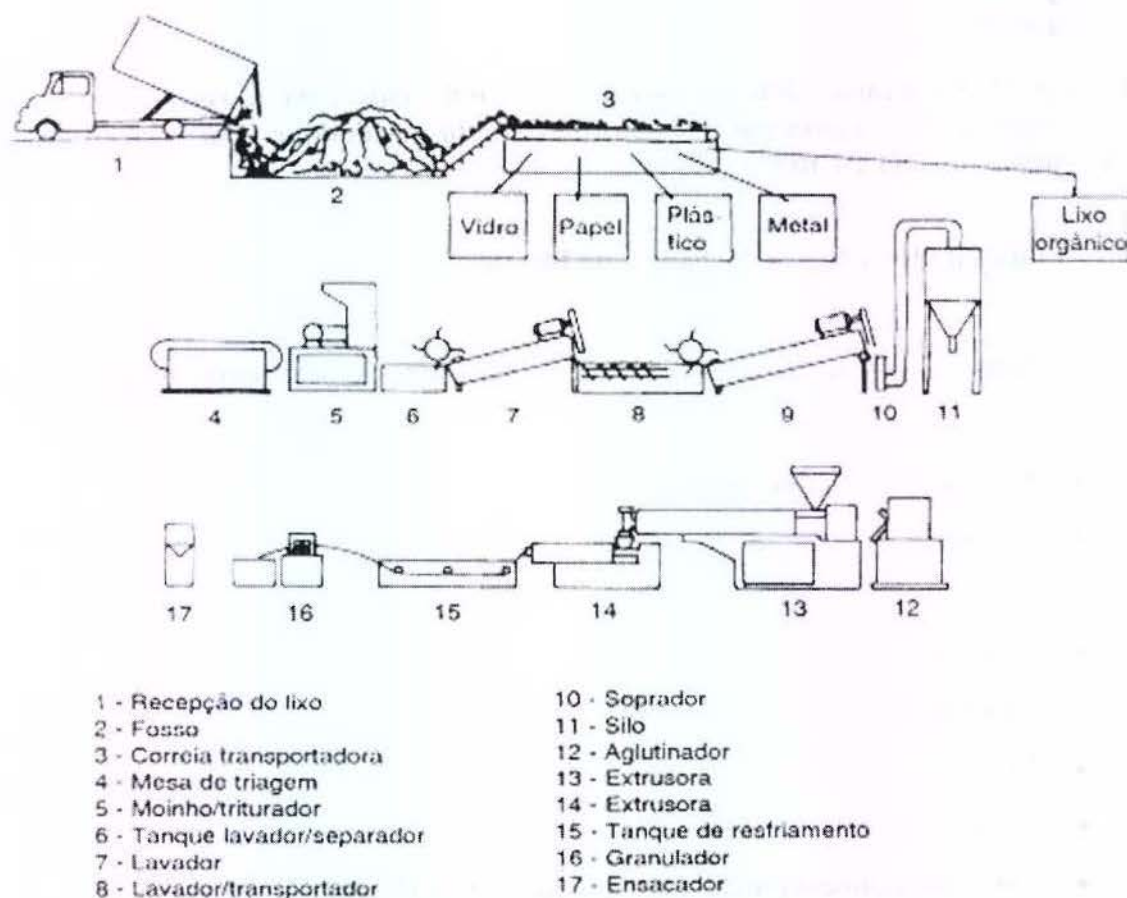


Figura 12 Processo de reciclagem mecânica dos plásticos (IPT/CEMPRE, 2000)

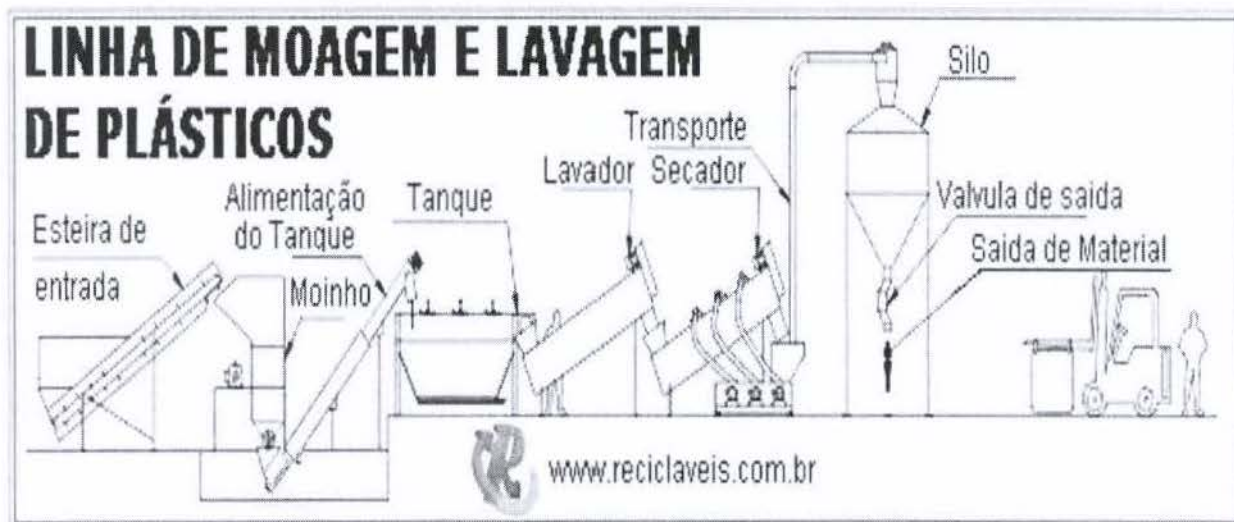


Figura 13 Esquema de funcionamento básico de unidade de moagem e lavagem de plásticos (NEGÓCIOS, 2002)

3.13 Reciclador de Resíduos Como Empreendimento

O Projeto de Lei 5649/05, de autoria do deputado federal Eduardo Valverde (PT/RO), está em tramitação na Câmara dos Deputados e prevê a regulamentação da profissão de coletor, catador e reciclador de lixo (NETO, 2006; JORDAN, 2006a; JORDAN, 2006b; PROJETO DE LEI, 2006). O projeto na íntegra e sua justificativa estão no ANEXO A.

Este projeto considera como trabalhador na reciclagem de RSU, aquele que de forma autônoma ou subordinada, trabalha com fins profissionais em centrais de reciclagem de resíduos sólidos, constituídas e mantidas por cooperativas de trabalho ou por empresas individuais ou coletivas com ou sem fins lucrativos. Também considera a atividade de reciclagem dos RSU como de utilidade pública.

O Projeto de Lei estabelece as funções das atividades relacionadas, assim como seus direitos e deveres trabalhistas e previdenciários. Eduardo Valverde cita o problema dos RSU, como um dos mais graves da atualidade e diz que sua proposta tem como objetivo “formalizar a atividade como profissão, tirando-a da marginalização no processo produtivo”. Além do benefício social, o deputado destaca o ganho ambiental, uma vez que o impacto será amenizado, através da reciclagem.

Com a vantagem de estimular a coleta seletiva, espera-se que os catadores transformem-se também em recicladores. O incentivo às cooperativas contribui para a

organização da profissão. Elas atuarão buscando financiamentos para serem aplicados em compra de equipamentos e investimento em tecnologia. O lucro ainda será obtido através da venda dos materiais coletados, só que agora, com maior valor agregado. O citado deputado descreve que algumas empresas já possuem projetos que repassam financiamentos para estas cooperativas. As cooperativas terão papel fundamental no processo de organização da coleta seletiva e na solução de problemas, como armazenagem dos materiais coletados, pois atualmente, os RSU recolhidos, são geralmente armazenados em terrenos baldios ou até mesmo nas residências dos catadores.

O projeto também descreve sobre incentivos às empresas do ramo de reciclagem.

Na proposta são diferenciadas as profissões de garis e catadores. Os primeiros são responsáveis pela coleta dos RSU, poda de árvores, limpeza de monumentos, valas e sarjetas, sendo subordinados às empresas públicas ou privadas e com jornada de trabalho fixada em seis horas diárias. Cabe aos catadores a coleta do material reciclável. Eles trabalharão em regime autônomo, com registro nas Delegacias Regionais do Trabalho ou nos órgãos públicos conveniados. Poderão, ainda, estabelecer parcerias com universidades públicas a fim de conhecerem e implantarem novas tecnologias.

O projeto coloca ainda o trabalho de reciclagem de resíduos como atividade insalubre, o que dá aos empregados das centrais de recebimento de resíduos recicláveis, o direito a benefícios trabalhistas e previdenciários. Serão, também, instaladas escolas de ensino fundamental, próximas às centrais de reciclagem, para atender às famílias dos profissionais. O deputado lembra que se trata de uma atividade coletiva, em que geralmente toda a família participa, “dessa forma passam a integrar o processo produtivo e garantem que os filhos não tenham que ficar na rua”.

De acordo com o deputado, a idéia surgiu em um congresso realizado em Brasília, em junho de 2001, pela própria categoria.

Em 02/08/05, o deputado reuniu-se com representantes do Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis, que após análise do projeto, fizeram algumas sugestões.

A integrante do Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis, Nanci Darcolet, catadora de material reciclável da Associação Corege, em São Paulo, participou do encontro e fez uma avaliação positiva do procedimento “a lei é ótima, só precisa de alguns cuidados” (JORDAN, 2006a).

Nas Figuras 14 e 15 são mostrados catadores e central de recebimento de resíduos sólidos recicláveis onde ocorre a triagem.



Figura 14 Catadores ou carrinheiros (NETO, 2006)



Figura 15 Central de recebimento de resíduos recicláveis - triagem (NETO, 2006)

3.14 Polietileno

Conforme COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003, o polietileno é um polímero parcialmente cristalino, flexível, cujas propriedades são acentuadamente influenciadas pela quantidade relativa das fases amorfa e cristalina. As menores unidades cristalinas, lamelas, são planares e consistem de cadeias perpendiculares ao plano da cadeia principal, dobradas em zig-zag, para cada 5 a 15 nm, embora haja defeitos que são pouco frequentes.

Os polietilenos são inertes face à maioria dos produtos químicos comuns, devido à sua natureza parafínica, seu alto peso molecular e sua estrutura parcialmente cristalina. Em temperaturas abaixo de 60 °C, são parcialmente solúveis em todos os solventes.

Os polietilenos são formados através da polimerização de monômeros de etileno, cuja estrutura química é $\text{CH}_2=\text{CH}_2$ (GUITIÁN, 1995). Os polietilenos são termoplásticos.

Em condições normais, os polímeros etilênicos não são tóxicos, podem inclusive ser usados em contato com produtos alimentícios e farmacêuticos, no entanto certos aditivos podem ser agressivos (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

No passado, o polietileno era classificado pela sua densidade e pelo tipo de processo usado em sua fabricação. Atualmente, os polietilenos são mais apropriadamente descritos como polietilenos ramificados e polietilenos lineares (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Reprojetado em função da globalização, o mercado brasileiro de polietileno ganhou novo perfil em volume e qualidade, gerando maior oferta e tipos (grades) de melhor desempenho e produtividade para a indústria de transformação. As poliolefinas representam aproximadamente 60% da demanda mundial de termoplásticos, onde os polietilenos se encaixam no patamar dos 40%. No Brasil, as poliolefinas representam cerca de 65% dos termoplásticos, dos quais 43% correspondem aos polietilenos.

O mercado brasileiro de polietileno cresce em um ritmo duas vezes superior ao do Produto Interno Bruto (PIB). Entre 1999 e 2000, as vendas de polietileno aumentaram em mais de 150 mil toneladas (cerca de 10% da produção nacional total).

Dependendo das condições reacionais e do sistema catalítico empregado na polimerização, 5 tipos diferentes de polietileno podem ser produzidos:

- Polietileno de Baixa Densidade (PEBD ou LDPE);
- Polietileno de Alta Densidade (PEAD ou HDPE);
- Polietileno Linear de Baixa Densidade (PELBD ou LLDPE);
- Polietileno de Ultra Alto Peso Molecular (PEUAPM ou UHMWPE); e,
- Polietileno de Ultra Baixa Densidade (PEUBD ou ULDPE).

Para o presente estudo foram considerados de interesse os polietilenos PEBD e PEAD, porque são os tipos reciclados pela indústria onde realizou-se o experimento. Porém, sinteticamente, conforme COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003, os outros três tipos de polietilenos, apresentam as seguintes características e aplicações:

- PELBD: em comparação com o PEBD apresenta menor teor de ramificações curtas, ausência de ramificações longas, maior cristalinidade, melhores propriedades mecânicas e maior temperatura de fusão. Suas aplicações são: filmes para uso industrial, fraldas descartáveis, absorventes, lonas, brinquedos, artigos farmacêuticos, revestimentos de fios e cabos, embalagens de alimentos, plástico bolha, misturado com PEBD ou PEAD produz sacaria industrial, embalagem para ração animal e filme agrícola;

- PEUAPM: comparado ao PEAD, apresenta estrutura química muito semelhante, cadeia polimérica essencialmente linear e menor peso médio molecular. As características de resistência a abrasão, impactos, produtos químicos, autolubrificação, baixo coeficiente de atrito, absorção de ruídos, tornam este polietileno particularmente adequado para as seguintes aplicações: (em mineração) - revestimentos, misturadores, raspadores, mancais, tubos; (indústria química) - tubos, bombas, válvulas, filtros, gaxetas, revestimentos de tubos metálicos e de concreto; (indústria alimentícia) - guias para linhas de embalagem, transportadores, roletes, bicos de enchimento, cepos de corte; (papel e celulose) - tampas de caixa de sucção, réguas, perfis; (indústria têxtil) - tacos, guias, redutores de ruído; (outras aplicações) - galvanoplastia, artigos esportivos, ortopédicos e cirúrgicos.
- PEUBD: é o mais novo membro da família de polietilenos; apresenta maior resistência, flexibilidade e melhores propriedades ópticas em relação ao PELBD. Suas principais aplicações são: servir como resina modificadora para PEAD, PEBD e PP, quando adicionado ao PP melhora sua resistência ao impacto e flexibilidade.

3.14.1 Polietileno de Baixa Densidade ou PEBD

Conforme COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003, polietileno de baixa densidade é um polímero parcialmente cristalino (50 – 60%), cuja temperatura de fusão (T_m) é na faixa de 110 a 125 °C. A espectroscopia na região do infravermelho revelou que o polietileno de baixa densidade contém cadeias ramificadas. O processo de produção utiliza altas pressões, entre 1000 e 3000 atmosferas e temperatura reacional entre 100 e 300 °C. Temperaturas acima de 300 °C geralmente não são utilizadas, pois o polímero tende a se degradar.

Vários iniciadores (peróxidos orgânicos) têm sido usados, porém o oxigênio é o principal. A reação é altamente exotérmica e assim uma das principais dificuldades do processo é a remoção do excesso de calor do meio reacional. Esta natureza altamente exotérmica da reação a altas pressões conduz a uma grande quantidade de ramificações de cadeia, as quais têm uma importante relação com as propriedades do polímero. Ramificações longas, como as presentes no PEBD, por exemplo, aumentam a resistência ao impacto, diminuem a densidade e facilitam o processamento.

O PEBD apresenta uma combinação única de propriedades: tenacidade, alta resistência ao impacto, alta flexibilidade, boa processabilidade, estabilidade e propriedades elétricas notáveis. Apesar de ser altamente resistente à água e a algumas soluções aquosas, inclusive a altas temperaturas, o PEBD é atacado lentamente por agentes oxidantes. Além disso, solventes alifáticos, aromáticos e clorados causam inchamento à temperatura ambiente. O PEBD é pouco solúvel em solventes polares como alcoóis, ésteres e cetonas. A permeabilidade à água do PEBD é baixa quando comparada à de outros polímeros. A permeabilidade a compostos orgânicos polares como álcool ou éster é muito mais baixa do que aos compostos orgânicos apolares como heptano ou éter dietílico (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Quanto às aplicações do PEBD, pode ser processado por extrusão, moldagem por sopro e moldagem por injeção. Desta forma é aplicado como filmes para embalagens industriais e agrícolas, filmes para embalagens de alimentos líquidos e sólidos, filmes laminados e plastificados para alimentos, embalagens para produtos farmacêuticos e hospitalares, brinquedos, utilidades domésticas, revestimentos de fios e cabos, tubos e mangueiras (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Na Figura 16 é mostrada a representação da estrutura de PEBD, onde observa-se a presença das ramificações ligadas à cadeia principal.

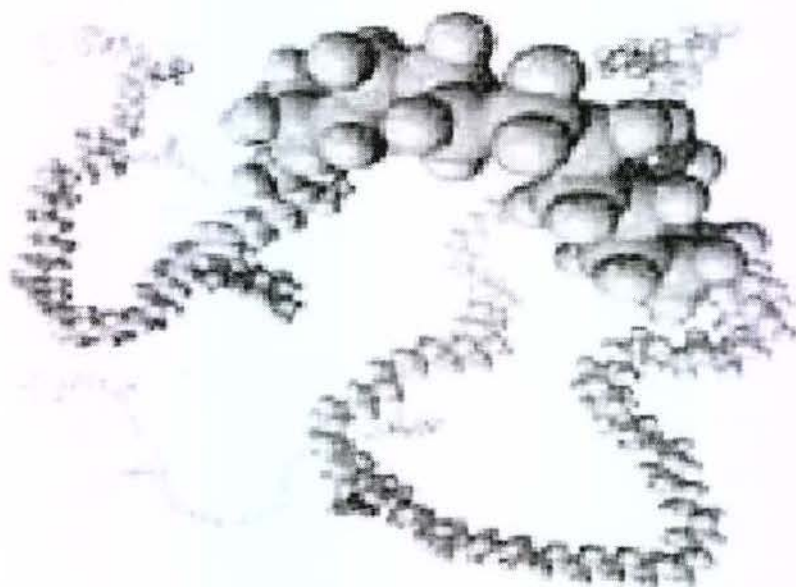


Figura 16 Representação esquemática da estrutura do PEBD (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003)

3.14.2 Polietileno de Alta Densidade ou PEAD

Conforme COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003, polietileno de alta densidade é um polímero altamente cristalino (acima de 90%), cuja temperatura de fusão (T_m) é na faixa de 130 a 135 °C, cujas cadeias são lineares, com baixo teor de ramificações e temperatura reacional entre 50 a 100 °C. Este polímero contém menos que uma cadeia lateral por 200 átomos de carbono de cadeia principal. Seu peso molecular médio está na faixa de 50.000 a 250.000 Mn (peso molecular numérico).

O processo de produção utiliza baixas pressões, entre 10 a 15 atmosferas e temperaturas entre 20 e 80 °C, sob ação de catalisadores Ziegler-Natta, em meio de hidrocarbonetos parafínicos em presença de um composto alquil-alumínio e de um sal de níquel (Ni), zircônio (Zr) ou titânio (Ti). Esses sistemas catalíticos (iniciadores) são ativos o suficiente para permitir que a reação ocorra, inclusive, à pressão atmosférica e temperaturas inferiores a 100 °C. O processo de polimerização também pode ser através do sistema Phillips, onde a polimerização ocorre a também a baixas pressões, em torno de 50 atmosferas, a temperaturas abaixo de 100 °C. Neste processo é utilizado um catalisador suportado em alumina constituído de óxido de ferro, ativado por uma base (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Comparado com o polietileno obtido com catalisadores Ziegler-Natta, o produto obtido pelo sistema Phillips é menos ramificado e tem por isso maior densidade devido a mais alta cristalinidade.

O PEAD apresenta cadeias dobradas e os segmentos entre as dobras, contêm cerca de 100 átomos de carbono, enquanto que no PEBD, as cadeias são estendidas, com segmentos de cerca de 73 átomos de carbono na zona cristalina, ligados às zonas amorfas, as quais contêm dobras longas e terminais de cadeia (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Quanto às aplicações, o PEAD é utilizado em diferentes segmentos da indústria de transformação de plásticos, abrangendo os processamentos de moldagem por sopro, extrusão e moldagem por injeção (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Pelo processo de injeção, o PEAD é utilizado para a confecção de baldes e bacias, bandejas para pintura, banheiras infantis, brinquedos, conta-gotas para bebidas, jarros d'água, potes para alimentos, assentos sanitários, bandejas, tampas para garrafas e potes, engradados, bóias para raia de piscina, caixas d'água, entre outros. Enquanto que pelo processo de sopro,

destaca-se a utilização na confecção de bombonas, tanques e tambores de 60 a 250 litros, onde são exigidas, principalmente, resistência à queda, ao empilhamento e a produtos químicos, frascos e bombonas de 1 a 60 litros, onde são embalados produtos que requerem alta resistência ao fissuramento sob tensão. Também é utilizado na confecção de frascos onde requerem-se resistência ao fendilhamento por tensão ambiental, como: embalagens para detergentes, cosméticos e defensivos agrícolas, tanques para fluido de freio e outros utilizados em veículos e na confecção de peças onde é exigido um produto atóxico, como brinquedos. Por extrusão é aplicado no isolamento de fios telefônicos, sacos para congelados, revestimento de tubulações metálicas, polidutos, tubos para redes de saneamento e de distribuição de gás, emissários de efluentes sanitários e químicos, dutos para mineração e dragagem, barbantes de costura, redes para embalagem de frutas, fitas decorativas, sacos para lixo e sacolas de supermercados (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Algumas indústrias brasileiras já estão explorando um novo nicho do mercado, um tipo (grade) específico de polietileno de alta densidade para moldagem por sopro de tanques de combustível e outro para containeres de mil litros.

O PEAD e o PEBD têm muitas aplicações em comum, mas em geral, o PEAD é mais duro e resistente e o PEBD é mais flexível e transparente. Um exemplo da relação de dureza e flexibilidade está no fato de que o PEAD é utilizado na fabricação de tampas com rosca (rígidas) e o PEBD na de tampas sem rosca (flexíveis) (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Na Figura 17 mostra-se a representação da estrutura de PEAD, onde se observa a forma linear predominante na cadeia do polímero.

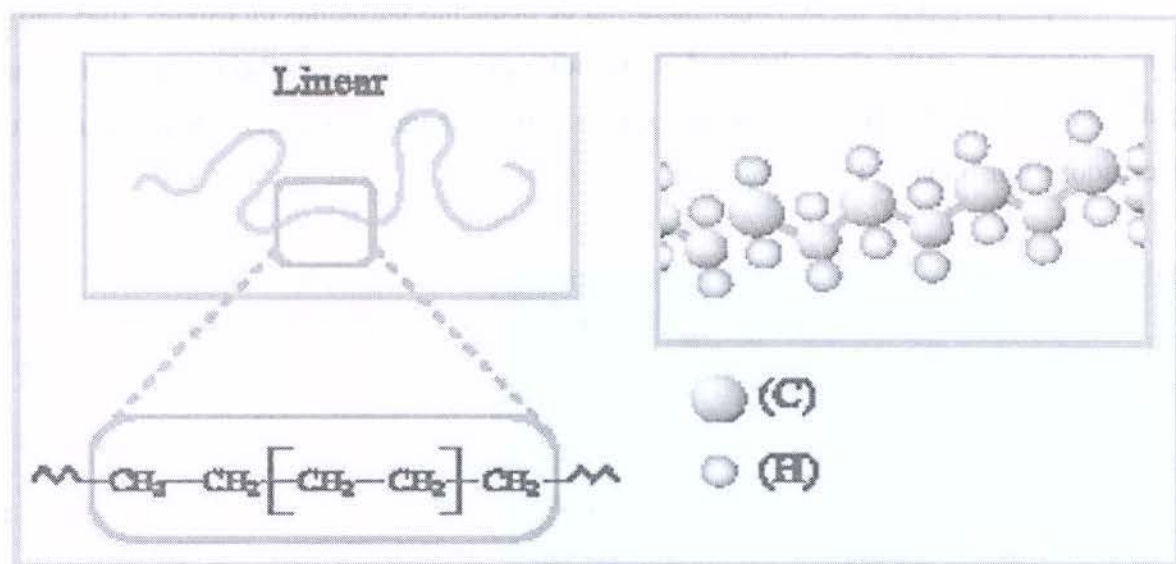


Figura 17 Representação esquemática da estrutura do PEAD (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003)

3.15 Polipropileno ou PP

O polipropileno é uma resina termoplástica, pertencente ao grupo das poliolefinas que inclui os polietilenos e polibutenos, obtida através da polimerização estereoespecífica, utilizando catalizadores tipo Ziegler-Natta, de monômeros do gás propileno ou propeno. O propileno deve ter um alto nível de pureza, superior a 99,5%, isento de água, oxigênio, dióxido de carbono, hidrogênio, enxofre e acetileno, para que não haja interferência nos catalisadores empregados. Os catalisadores usados para a polimerização do propeno são geralmente uma mistura de compostos de titânio e alumínio (GUITIÁN, 1995; O PLÁSTICO NA HISTÓRIA, 2006; POLIPROPILENO, 2006; SOBRE O POLIPROPILENO, 2006).

A fonte predominante para a produção do propileno é o craqueamento da nafta, uma vez que o gás natural não apresenta vantagem competitiva. A desidrogenação do propano ou a recuperação do gás de refinaria são outras alternativas. Por exemplo, na Europa Ocidental, o gás de refinaria já participa com 15% do propeno consumido. No Brasil, uma das unidades fabris da Polibrasil, a Braspol, que representa 21% da capacidade de produção de polipropileno, foi concebida para consumir o propeno oriundo da Refinaria Duque de Caxias da Petrobrás (POLIPROPILENO, 2006).

O polipropileno sai do reator na forma de pequenas partículas ou esferas. Elas vão para uma extrusora, onde são adicionados os aditivos e então granuladas. A forma que o polipropileno é entregue aos clientes, que o transformarão em artigos finais, que vão ao mercado, é mostrada na Figura 18.



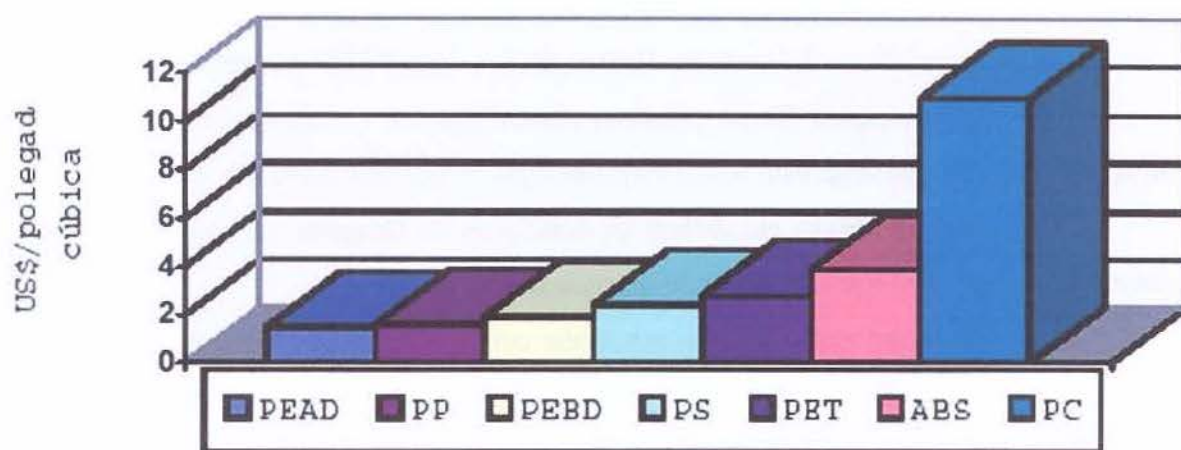
Figura 18 Grânulos de polipropileno extrudados (SOBRE O POLIPROPILENO, 2006)

O polipropileno é convertido para os produtos finais, basicamente, através de moldagem por injeção, moldagem por sopro, filmes, extrusão e fibras (SOBRE O POLIPROPILENO, 2006).

Mais da metade do polipropileno produzido no mundo industrializado é destinado à produção de automóveis, utensílios domésticos e carpetes. Outros segmentos com altas taxas de crescimento do uso deste polímero são o de embalagens, moldagem industrial por sopro, fios, não-tecidos, filmes industriais, construção civil.

Em termos ambientais, o polipropileno tem bastante aceitação, pois é reciclável e fácil de incinerar. Se a legislação no futuro obrigar a reciclagem total dos automóveis, o polipropileno aumentará ainda mais o seu uso neste segmento (POLIPROPILENO, 2006).

O custo de produção do polipropileno é o segundo menor comparado ao de alguns termoplásticos, conforme apresentado na Figura 19.



onde: PEAD - Polietileno Alta densidade PP - Polipropileno
 PEBD - Polietileno Baixa Densidade PS - Poliestireno
 PET - Polietileno Tereftalato PC - Policarbonato
 ABS - Acrilonitrila Butadieno Estireno

Figura 19 Comparativo de custo de produção em dólar por polegada cúbica entre termoplásticos em 1995 (POLIPROPILENO, 2006)

3.16 Considerações Sobre Tratamento de Efluente de Lavagem de Plásticos

A única literatura encontrada sobre caracterização de efluente de lavagem de plásticos foi REMEDIO, 1999, em escala laboratorial. Não foi encontrada outra literatura sobre sistema de tratamento deste tipo de efluente em escala laboratorial, piloto ou real.

REMEDIO, 1999, caracterizou efluente de lavagem de filmes plásticos PEAD e PEBD, também descreveu como uma problemática adicional na reciclagem destes resíduos, o adequado tratamento do efluente gerado.

Os filmes plásticos eram provenientes do rejeito da Usina de Reciclagem e Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Araraquara/SP. Esta usina recebia os resíduos sólidos dos municípios de Araraquara, Américo Brasiliense e Santa Lúcia.

Foi considerado como rejeito, neste experimento, todo material que não era separado na esteira ou compostado, tal como borracha, trapos, couro, madeira, cujo destino final era ser enterrado em área próxima da usina.

O rejeito representava 45,7% em massa e 42,3% em volume do total dos resíduos sólidos que chegava à usina. Os filmes plásticos eram maioria em volume e em massa, porém

a quantidade de filmes plásticos potencialmente recicláveis considerados, foi de 8% em massa e 29,2% em volume, do total do rejeito. Destes, 50,3% eram PEBD e 36,9% PEAD.

Foram denominados filmes plásticos potencialmente recicláveis, os filmes separados do rejeito que não apresentavam muita contaminação e com tamanhos não muito pequenos.

O efluente foi obtido em diferentes condições de lavagem, que tinham por objetivo determinar qual o tipo mais eficiente de limpeza dos filmes.

Os ensaios foram realizados em tanquinho com agitação que variou de 1 a 3 minutos, à temperatura de 50 °C em água.

O autor utilizou hidróxido de sódio ou soda cáustica (NaOH) como agente limpante nas concentrações de 1 a 3%, pois acima desta concentração este produto pode acarretar problemas ao reprocessamento dos resíduos.

Foi observado que o tempo de agitação da água é mais relevante para remoção de contaminantes do que a concentração de soda cáustica.

Os ensaios de caracterização foram os seguintes: sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos sedimentáveis, sólidos suspenso totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, DBO, DQO, pH e turbidez.

O volume de água utilizado para todas as lavagens foi de 48 L por 0,5 kg de filme plástico com adição de NaOH.

A caracterização do efluente de lavagem dos filmes plásticos foi obtida através dos valores médios das 3 lavagens que apresentaram melhor eficiência na remoção de contaminantes, ou seja, maior turbidez e está expressa no Quadro 3.

Quadro 3 Caracterização do efluente de lavagem de filmes plásticos (PEAD e PEBD) através dos valores médios de 3 lavagens com maior turbidez (REMEDIO, 1999)

PARÂMETRO	VALOR
1. Turbidez (UT)	787
2. pH	12,6
3. Sólidos Totais (mg/L)	10366
4. Sólidos Totais Fixos (mg/L)	8393
5. Sólidos Totais Voláteis	1973
6. Sólidos Sedimentáveis (ml/L/h)	13,3
7. Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	238
8. Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	64
9. Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	173
10. Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	10095
11. Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	8298
12. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	1796
13. DQO (mg/L)	2146
14. DBO (mg/L)	639

Com o experimento sinteticamente demonstrou-se que:

- a carga poluidora média apresentada pelos filmes plásticos por massa, considerando o valor médio para sólidos totais, foi de 995 g de sólidos totais / kg de filme lavado. Porém, como houve acréscimo de NaOH na concentração de 1 a 3% do efluente, não se pode afirmar que cada kg de filme plástico continha 995 g de sólidos anteriormente à lavagem, pois este produto pode estar junto com os sólidos totais;
- o efluente apresentava grande quantidade de sólidos totais (10366 mg/L), onde os sólidos dissolvidos representavam 97% destes sólidos (que conforme VON SPERLING, 1995, são constituídos por matéria orgânica e inorgânica); dos sólidos dissolvidos, cerca de 82% eram constituídos de sólidos dissolvidos fixos e cerca de 18% de sólidos dissolvidos voláteis, o que indica que a maioria dos sólidos dissolvidos era constituída por compostos inorgânicos;

- os valores dos sólidos totais indicam que o efluente apresentava maior concentração de material inorgânico que orgânico, uma vez que os sólidos totais fixos apresentam maior valor que os sólidos totais voláteis;
- os valores indicam que nos sólidos suspensos totais do efluente, havia maior presença de matéria orgânica que inorgânica, pois o valor dos sólidos suspenso voláteis era cerca de 75% e o dos sólidos suspensos fixos era cerca de 25%;
- os valores do pH do efluente são altos devido principalmente à adição de NaOH;
- os valores de turbidez mais elevados, demonstrando melhor eficiência na remoção de contaminantes dos filmes, foram aqueles em que, independente da concentração de NaOH, o tempo de agitação na água foi de 3 minutos;
- os valores médios observados para DBO (639 mg/L) e DQO (2146 mg/L) foram altos, superiores aos valores típicos dos esgotos domésticos descritos por VON SPERLING, 1995 (DBO 350 mg/L e DQO 700 mg/L); também foram maiores ou semelhantes aos dos esgotos industriais de artefatos plásticos como Nylon (DBO 350 mg/L), PVC (DBO 800 mg/L) e polyester (DBO 1500 a 3000 mg/L), mostrando a elevada quantidade de matéria orgânica no efluente.

Entre as sugestões do autor para próximos trabalhos estavam:

- estudo sobre a lavagem de filmes plásticos com menor quantidade de NaOH;
- estudo sobre a lavagem de filmes plásticos sem adição de NaOH;
- caracterização do efluente de lavagem utilizando outros ensaios como coliformes fecais e metais pesados; e,
- estudo sobre recursos materiais envolvidos no processo de lavagem dos plásticos, como por exemplo, consumo de água.

Os dados desta caracterização e as sugestões do autor, indicam que o efluente industrial de lavagem de plásticos, pode ser caracterizado através da análise dos mesmos parâmetros utilizados para caracterizar o esgoto doméstico, porém apresenta superior carga poluidora com relação a este, principalmente com relação aos sólidos, DBO e DQO, conforme mostrado na Tabela 4. Estes fatores indicam a necessidade de que seja implantado sistema de tratamento do efluente industrial com eficiência na remoção de sólidos, DBO e DQO, entre outros parâmetros, da mesma forma que são tratados os esgotos domésticos.

No Quadro 4 VON SPERLING, 1995 apresenta as características químicas e microrganismos presentes nos esgotos domésticos brutos e o mesmo autor apresenta no Quadro 5, os principais parâmetros de importância a serem analisados nos efluentes industriais em função do ramo, onde está presente o ramo de plásticos.

Quadro 4 Características químicas e microrganismos presentes dos esgotos domésticos brutos (Adaptado de VON SPERLING, 1995)

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO	
	FAIXA	TÍPICO
1. Sólidos Totais (mg/L)	700 - 1350	1100
2. Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	200 - 450	400
3. Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	40 - 100	80
4. Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	165 - 350	320
5. Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	500 - 900	700
6. Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	300 - 550	400
7. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	200 - 350	300
8. Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	10 - 20	15
9. DBO ₅	250 - 350	350
10. DBO _{última}	350 - 600	500
11. DQO (mg/L)	450 - 800	700
12. Nitrogênio Total (mgN/L)	35 - 70	50
13. Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	15 - 30	20
14. Amônia (mgNH ₃ -N/L)	20 - 40	30
15. Nitrito (mgNO ₂ /L)	0	0
16. Nitrato (mgNO ₃ -N/L)	0 - 2	0
17. Fósforo Total (mgP/L)	5 - 25	14
18. Fósforo Orgânico (mgP/L)	2 - 8	4
19. Fósforo Inorgânico (mgP/L)	4 - 17	10
20. pH	6,7 - 7,5	7,0
21. Coliformes Totais (org/100 ml)	10 ⁶ - 10 ⁹	-
22. Coliformes Fecais (org/100 ml)	10 ⁵ - 10 ⁸	-

Quadro 5 Principais parâmetros de importância nos efluentes industriais em função do ramo plásticos (Adaptado de VON SPERLING, 1995)

Ramo	Atividade	DBO ou DQO	Sólidos Sedimentáveis (SS)	Óleos Graxas	Fenóis	pH	CN ⁻	Metais
Plásticos	Plásticos e resinas	X	X		X	X		X

3.17 Considerações Sobre Sistemas de Tratamento de Esgoto

Diariamente são lançados no globo cerca de 10 bilhões de litros de esgoto que poluem rios, lagos, oceanos e áreas de mananciais (POLUIÇÃO DAS ÁGUAS, 2006).

As águas residuárias de uma cidade compõem-se dos esgotos sanitários e industriais sendo que estes, em caso de apresentarem alto teor de contaminação, devem ser tratados em unidades dentro das próprias indústrias (BORSOI *et al*, 2006).

A composição média do esgoto aponta para uma mistura de água (99,9%) e sólidos (0,1%), sendo que do total de sólidos, 70% são orgânicos (proteínas, carboidratos, gorduras, etc) e 30% inorgânicos (areia, sais, metais, etc) (BETTIOL e CAMARGO, 2000; VON SPERLING, 1995).

Conforme dados do Ministério das Cidades, em 2003, nos 5.562 municípios brasileiros o índice de tratamento dos esgotos domésticos é muito reduzido. A média do abastecimento de água nos domicílios urbanos brasileiros chega a 95,3%, mas em contrapartida, a coleta do esgoto sanitário é cerca de 50,6%. Já com relação ao índice médio nacional de tratamento de esgoto o valor cai para apenas 28,2%, onde somente uma pequena parcela tem destinação final sanitária adequada no ambiente (MINISTÉRIO DAS CIDADES DIVULGA DIAGNÓSTICO DE SANEAMENTO, 2006).

Estes dados fazem parte da amostra do diagnóstico dos serviços de água e esgoto no país, durante o ano de 2003. O levantamento, que é realizado desde 1995 pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), teve a participação de 318 prestadores de serviços do país, que respondem pelos serviços de abastecimento de água de 4.193 municípios brasileiros, significando 75,4% das cidades brasileiras, ou, ainda, 92,5% da população urbana

nacional (MINISTÉRIO DAS CIDADES DIVULGA DIAGNÓSTICO DE SANEAMENTO, 2006).

Os dados de 2003 ratificam o grande desafio do setor para alcançar a universalização dos serviços de água e esgotos no país, com qualidade e eficiência.

Segundo o secretário nacional de Saneamento Ambiental, Abelardo de Oliveira Filho, os dados mostram a necessidade de estabelecer regras claras para o saneamento, que há mais de 15 anos está sem regulamentação. Ele ressalta que o anteprojeto de lei para estabelecer a Política Nacional de Saneamento elege o planejamento, a regulação, a fiscalização e o controle social como fundamentais para a execução das ações de saneamento no país. Além disso, estimula a solidariedade e a cooperação entre os entes federados e incentiva os Estados a criarem legislação que promova a integração dos serviços (MINISTÉRIO DAS CIDADES DIVULGA DIAGNÓSTICO DE SANEAMENTO, 2006; CRESCER COM QUALIDADE, 2006).

Em 2006, para cada R\$ 1,00 investido no setor de saneamento, economiza-se R\$ 4,00 na área de medicina curativa (ESGOTO É VIDA, 2006).

Estes dados mostram a necessidade de haver maiores investimentos no tratamento de esgotos domésticos no país, assim como nos industriais, pois como não é conhecido o índice de tratamento dos esgotos no ramo da reciclagem de plásticos, pode-se deduzir que sejam muito reduzidos, de forma semelhante que os domésticos, conforme informações de profissionais e de instituições do ramo de reciclagem, tais como: B M Indústria e Comércio Ltda, Organização Não Governamental Centro de Aprimoramento Social de Hortolândia (CAPRI), Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE) e Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos (Plastivida).

Vários são os sistemas utilizados para tratamento de águas residuárias municipais e industriais, tais como: lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos, RAFA (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente), disposição no solo, reator anaeróbio compartimentado (RAC), leitos cultivados (constructed wetland), conforme VON SPERLING, 1995; VON SPERLING, 1996; NOUR, 1996b; JORDÃO e PESSOA, 1975 METCALF & EDDY, 1977; METCALF & EDDY, 1991; LETTINGA, 1995; CHERNICHARO, 1997; MANSOR, 1998; VALENTIM, 1999; VALENTIM, 2003; ZANELLA, 1999; ZANELLA, 2003, entre outros.

A caracterização prévia da carga poluente do efluente é um dos fatores de grande importância na escolha do sistema de tratamento.

Conforme VON SPERLING (1996), a remoção dos poluentes no tratamento de esgotos, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, está associada aos conceitos de nível do tratamento e eficiência do mesmo.

O tratamento dos esgotos é usualmente classificado em:

- preliminar;
- primário;
- secundário; e,
- terciário ou pós-tratamento.

O tratamento preliminar tem como objetivo apenas a remoção dos sólidos grosseiros e é feito através de grades, peneiras e desarenadores (VON SPERLING, 1995).

O tratamento primário visa a remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, e é realizado através dos decantadores primários, fossas sépticas e tanques Imhoff (VON SPERLING, 1995).

No tratamento secundário predominam mecanismos biológicos, sendo o objetivo principal a remoção da matéria orgânica e eventualmente de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Vários são os métodos empregados, tais como: lagoas de estabilização e variantes, lodos ativados e variantes, tratamento anaeróbio, disposição sobre o solo, reatores compartimentados anaeróbios (VON SPERLING, 1995; NOUR, 1996b; VALENTIM, 1999; ZANELLA, 1999; ZANELLA, 2003).

O tratamento terciário tem por objetivo a remoção de poluentes específicos, usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis, ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, como por exemplo: patógenos, metais pesados, sólidos inorgânicos, sólidos em suspensão remanescentes, nutrientes como nitrogênio e fósforo. Pode ser feito através dos seguintes processos: lagoas de maturação, desinfecção com produtos químicos, remoção biológica, disposição no solo, disposição em leitos cultivados (constructed wetland), etc. O tratamento terciário é bastante raro no Brasil (VON SPERLING, 1995; VALENTIM, 1999; VALENTIM, 2003; HUSSAR, 2001).

Conforme VON SPERLING, 1995, para a escolha do sistema de tratamento, também alguns aspectos devem ser considerado, tanto por países desenvolvidos como por aqueles em desenvolvimento. São eles:

- custo de implantação;
- sustentabilidade;
- custo de operação;
- simplicidade;
- eficiência;
- confiabilidade;
- disposição do lodo;
- requisitos de área; e,
- impactos ambientais.

As características químicas e microrganismos presentes nos esgotos domésticos brutos, são apresentados no Quadro 4, conforme VON SPERLING, 1995.

3.17.1 Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)

Conforme CHERNICHARO, 1997, em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados por processos anaeróbios.

Segundo CHERNICHARO, 1997, ZANELLA, 1999 e ZANELLA, 2003, são apresentadas as seguintes vantagens e desvantagens do RAC, onde destacam-se:

a) Vantagens

- reduzido custo de implantação;
- reduzida demanda de área;
- isento de partes móveis;
- ausência de separador de fases;
- elevado volume útil;
- não necessidade de misturadores;
- possibilidade de preservação da biomassa sem alimentação do reator por vários meses;

- reduzido consumo de nutrientes;
- baixo consumo de energia elétrica o que torna os custos operacionais muito baixos;
- não utilização de equipamentos onerosos;
- propício à formação de grânulos;
- tempo de detenção hidráulico relativamente baixo;
- alta capacidade de retenção de sólidos biológicos ativos;
- retenção de biomassa sem o uso de meio fixo;
- obtenção de ótimo desempenho mesmo com lodo não granular;
- pequena necessidade de descarte de lodo, sendo este de qualidade melhor do ponto de vista agrícola, ao produzido por reatores aeróbios, pois se encontra em melhores condições de estabilização da matéria orgânica, com possibilidade de destinação como condicionador de solos;
- podem suportar efluentes com baixas e altas cargas de DBO;
- possuem elevada estabilidade e reabilitação a choques orgânicos, hidráulicos, de pH, funcionamento precário;
- podem funcionar a baixas temperaturas;
- a seqüência ascendente/descendente de escoamentos reduz a lavagem da biomassa;
- podem apresentar remoção de DBO até 95%;
- possibilidade de separação das fases do processo, hidrólise e acidogênese na primeira câmara e metanogênese nas seguintes;
- aplicação em pequena e grande escala; e,
- possibilidade de operação intermitente.

b) Desvantagens

- produção de efluente com baixa qualidade visual;
- bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos;
- possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis;
- geralmente é necessária alguma forma de pós-tratamento;
- a partida do reator pode ser lenta na ausência de lodo de semente adaptado;
- efluente com baixa quantidade de oxigênio dissolvido; e,
- remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória.

A concepção do reator compartimentado data de 1982, sendo, portanto, uma configuração bastante nova de sistema de tratamento de efluentes, ainda com um número reduzido de estudos e modelos propostos a respeito de seu projeto, porém alguns resultados encontrados na literatura, mostram um bom desempenho do reator anaeróbio compartimentado, no tratamento de diversos tipos de águas residuárias (ZANELLA, 2003).

Os reatores compartimentados são unidades que dispõem de diversas chicanas verticais ou câmaras, que fazem com que a água residuária se movimente com fluxo ascendente e descendente através de regiões com grandes quantidades de microrganismos ativos que se concentram ao fundo do reator. A maneira de retenção de biomassa proposta por essa concepção de reator é muito simples, diminuindo os custos com material de enchimento ou dispositivos de separação de fases, conforme ZANELLA, 2003.

Inicialmente chamados no Brasil como “reator chicanado” ou “reator de chicanas” teve a nomenclatura atual “reator compartimentado” proposta por BARROS e CAMPOS, 1992, a partir de uma variação de montagem do reator compartimentado, que conjugava em cada uma das câmaras, propostas diferentes de tratamento, tornando-se um híbrido entre um decantador, um reator UASB e um filtro anaeróbio.

Segundo BOOPATHY e TILCHE, 1992 *apud* BARBER e STUCKEY, 1999, estudos de atividade bacteriana realizados com um reator compartimentado de 3 câmaras mostraram que pelo menos 85% das bactérias ativas de cada compartimento localizam-se no fundo da câmara, e na primeira câmara este número sobe para 92%. Já estudos realizados por BOOPATHY e SIEVERS, 1991 *apud* BARBER e STUCKEY, 1999 e ZANELLA, 1999 apontam que uma câmara inicial de maior volume em reatores compartimentados, provoca uma ação natural de filtragem do esgoto, reduzindo a perda de sólidos por arraste, devido às menores velocidades ascensionais de líquido e gás nessa câmara.

Segundo CAMPOS, 1999 *apud* ZANELLA, 2003 os reatores anaeróbios compartimentados são projetados com tempos de detenção hidráulico variando de 12 a 24 horas e profundidade de 2,5 a 3,5 m, parâmetros estes considerados conservadores por outros autores. ZANELLA, 1999 e SILVA, 2001 *apud* ZANELLA, 2003, utilizaram para seus estudos um reator compartimentado com profundidade de 1,30 m chegando a operar com tempo de detenção hidráulico de 4 h nas câmaras anaeróbias.

ZANELLA, 2003 cita sobre os estudos realizados por POVINELLI, 1994 e NOUR, 1996, que estudaram o comportamento do reator compartimentado no tratamento de esgotos domésticos. Foi utilizado um reator com 4 câmaras e volume total de aproximadamente 11 m³, sendo a última câmara projetada como um filtro de pedras. A partida do reator se deu em 200 dias, sem o uso de inóculo.

ZANELLA, 1999, estudou a partida de um reator compartimentado anaeróbio/aeróbio de 4 câmaras, sendo as 3 primeiras anaeróbias e a última aeróbia, conforme mostrado na Figura 20, sem o uso de inóculo. O reator, em escala piloto, com volume total de aproximadamente 2,5 m³ era precedido de um sistema de gradeamento, remoção de areia, peneiramento e controle de vazão e seguido de um decantador. O sistema foi operado por 152 dias, sendo 61 dias com tempo de detenção hidráulico total de 30 h, sendo 24 h nas câmaras anaeróbias. O tempo foi reduzido para 17,5 h, sendo 15 horas para as câmaras anaeróbias, mantido assim por 63 dias e finalmente diminuído para 10 horas, sendo 8 h nas câmaras anaeróbias, mantido assim por 28 dias. Os valores médios e desvios padrões obtidos para os tempos de detenção de 30 h, 17,5 h e 10 h foram, respectivamente, DQO: 54% ± 22, 59% ± 9, 72% ± 10; DBO₅: 70% ± 15, 64% ± 19, 76% ± 6; SST: 47% ± 41; 72% ± 17, 73% ± 12 e, para remoção de SSV: 81% ± 20, 70% ± 13, 74% ± 12. O sistema estudado foi montado na cidade de Limeira/SP, conhecida pela sua produção de bijuterias, funcionando na ETE da Graminha com esgoto proveniente da rede pública de coleta. Muitas das indústrias de galvanoplastia que produzem as bijuterias são indústrias “de fundo de quintal”, não contando com tratamento nem controle do efluente produzido, despejando clandestina e aleatoriamente uma grande variedade de produtos químicos de alto poder de reação, diretamente na rede de coleta pública de esgotos, como foi comprovado durante o tempo de estudo. Em vista desta característica do esgoto local, pôde-se comprovar a resistência do reator compartimentado frente aos choques de pH. Em algumas coletas foram encontrados valores de pH para o esgoto afluente menores que 2, ocasionados, provavelmente, por tais despejos de produtos oriundos da galvanoplastia na rede pública de coleta de esgotos.

Na Figura 20 apresenta-se o perfil do reator compartimentado híbrido anaeróbio/aeróbio estudado por ZANELLA, 1999.

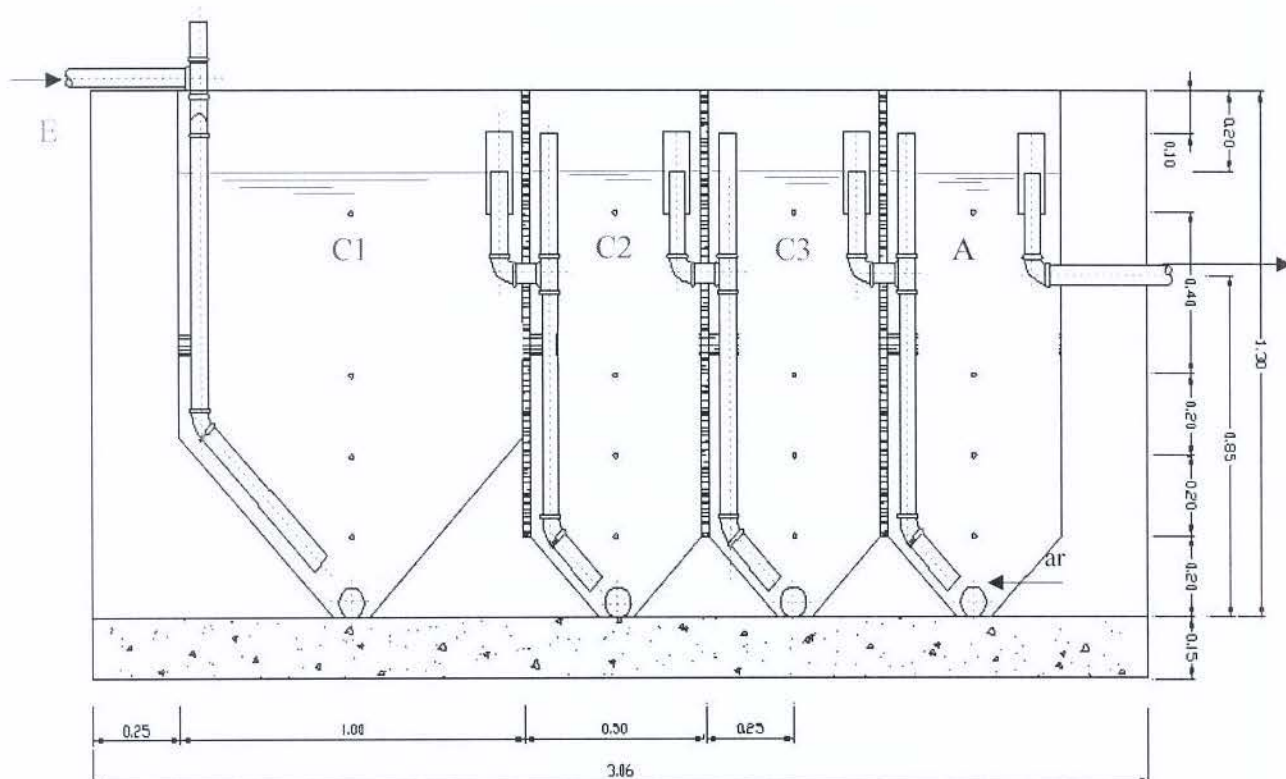


Figura 20 Perfil de reator compartimentado híbrido anaeróbio/aeróbio onde: E - entrada, C₁ - primeira câmara, C₂ - segunda câmara, C₃ - terceira câmara, A - compartimento aeróbio salientando a entrada de ar (Adaptado de ZANELLA, 1999)

NOUR, 1996b, descreve sobre a operação de um RAC no tratamento de esgoto doméstico, onde obteve uma redução da DQO total situada entre 26,69% e 75,70%, sendo que as remoções de fósforo total e de nitrogênio total Kjeldahl foram pequenas. O autor recomenda que o efluente tratado pelo RAC necessita de um processo de polimento para se atingir aos padrões adequados de lançamento e não produzir a eutrofização do ambiente lótico (ambiente relativo a águas continentais moventes) em que será lançado. Este autor destaca ainda que o efluente em questão também apresenta microrganismos patogênicos, que é uma característica dos sistemas anaeróbios.

Conforme ZANELLA, 2003, a maior parte dos sistemas de tratamento citados na literatura, são justaposições de reatores, já bastante estudados, anaeróbios e aeróbios, como por exemplo, UASB seguido de lodos ativados, filtro anaeróbio seguido de lodos ativados, filtro anaeróbio seguido de leitos cultivados, entre outros. Segue descrição de alguns exemplos.

HUSSAR, 2001, operou dois leitos cultivados com macrófitas aquáticas da espécie *Typha ssp* no tratamento de polimento de efluente de RAC, utilizado no tratamento de águas residuárias de suinocultura. O autor obteve uma redução na DQO de 67,5% à 91,9%, por outro lado, as remoções de fósforo total e de nitrogênio total Kjeldahl foram baixas. Os estudos realizados indicam que o RAC é eficiente na remoção da DQO, porém, é pouco eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo, devido às características do processo anaeróbio.

FERNANDES e OLIVEIRA, 2006 avaliaram o efeito das águas residuárias de suinocultura com concentrações de sólidos suspensos totais em torno de 6.000 mg L⁻¹ (DQO_{total} variando de 7.557 a 11.640 mg L⁻¹) no desempenho de processo anaeróbio em dois estágios compostos por reator anaeróbio compartimentado (ABR) e reator de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), instalados em série, em escala-piloto (volumes de 530 e 120 L, respectivamente), submetidos a tempos de detenção hidráulico (TDH) de 56 a 18 h no primeiro reator e de 13 a 4 h no segundo reator. As eficiências médias de remoção de DQO_{total} variaram de 71,1 a 87,5% no reator ABR e de 41,5 a 50,1% no reator UASB, resultando em valores médios de 86,8 a 94,9% para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com carga orgânica volumétrica (COV), na faixa de 5,05 a 10,12 kg DQO_{total} (m³ d⁻¹), no reator ABR, e de 2,83 a 9,63 kg DQO_{total} (m³ d⁻¹), no reator UASB. As eficiências de remoção de SST e SSV foram da ordem de 95,6%. O teor de metano no biogás manteve-se acima de 70% para os dois reatores. A produção volumétrica de metano máxima de 0,755 m³ CH₄ (m³ d⁻¹) ocorreu no reator 1, com COV de 10,12 kg DQO_{total} (m³ d⁻¹) e TDH de 18 h. Os valores médios de pH variaram na faixa de 7,2 a 8,0 para os efluentes dos reatores 1 e 2. Os ácidos voláteis totais mantiveram-se estáveis com concentrações abaixo de 200 mg L⁻¹. Com variações abruptas e acentuadas de concentrações de SST e DQO_{total} do afluente, os reatores mantiveram as eficiências de remoção de DQO e sólidos suspensos, em torno de 70%, e a qualidade do biogás, com 80% de CH₄.

Na Figura 21 mostra-se a capacidade de remoção de sólidos suspensos totais pelo reator compartimentado híbrido anaeróbio/aeróbio, tanto nas câmaras em anaerobiose como em aerobiose.



Figura 21 Remoção dos sólidos suspensos totais em reator compartimentado anaeróbio/aeróbio salientando a redução se sólidos entre a entrada do reator (E) e a saída da primeira câmara (C₁), de maior volume, onde: E - entrada, C₁ - primeira câmara, C₂ - segunda câmara, C₃ - terceira câmara, A - compartimento aeróbio, S - saída (Adaptado de ZANELLA, 1999)

A associação entre os processos anaeróbio/aeróbio tem por finalidade, conforme ZANELLA, 2003, associar as vantagens de ambos, na produção de efluente com melhores características de tratamento, tais como:

- baixo teor de sólidos suspensos no efluente;
- efluente final com oxigênio dissolvido;
- pouca cor;
- ausência de odores desagradáveis;
- alta remoção de carbono (DBO, DQO);
- possibilidade de remoção de fósforo e nitrogênio;
- baixos custos de operação;
- baixa produção de lodo; e,
- boa estabilidade no processo.

Para o presente experimento a associação considerada foi a do reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados.

3.17.2 Leitos Cultivados ou “Constructed Wetland”

Os leitos cultivados ou “constructed wetlands”, são denominações dadas a sistemas naturais de tratamento de águas residuárias, baseados em alagados naturais que, segundo VALENTIM, 1999, possuem as seguintes vantagens em relação aos sistemas convencionais:

- baixo custo de implantação e operação;
- pouca mecanização;
- fácil operação; e,
- pouca manutenção.

Políticas conservacionistas levaram à inibição do uso de alagados naturais para fins de tratamento de águas residuárias. Essas restrições culminaram no desenvolvimento dos leitos construídos. Os leitos cultivados procuram imitar algumas das funções existentes nos naturais, em particular a capacidade de degradação da matéria orgânica e contenção de nutrientes (fósforo e nitrogênio). Desta forma, são sistemas projetados, artificiais, para utilizar plantas aquáticas em substratos onde, de forma natural, sob condições ambientais adequadas, pode ocorrer a formação de biofilme, que agrega uma população variada de microrganismos, localizados principalmente nas raízes. Estes seres possuem a capacidade de tratar o efluente, por meio de processos biológicos, químicos e físicos (SOUSA, 2003).

O Brasil é um dos países que oferecem excelentes condições climáticas e ambientais para a implantação deste tipo de sistema, além de apresentar enorme carência de tratamento de águas residuárias (VALENTIM, 1999).

Os leitos cultivados são constituídos basicamente por material de suporte ou substrato (areia, brita), microrganismos (bactérias, fungos) e vegetação (macrófitas → ex: *Typha spp.*, *Juncus spp.*, *Eleocharis spp.*, etc), conforme VALENTIM, 1999.

Os primeiros a utilizarem as macrófitas no tratamento de águas residuárias provavelmente foram os chineses, porém o primeiro trabalho científico aceito foi realizado em 1952, por Seidel na Alemanha (VALENTIM, 1999).

Nos EUA, os leitos cultivados tornaram-se populares a partir dos estudos de Wolverton em 1988, para a NASA (VALENTIM, 1999).

Na Europa em 1999, existiam aproximadamente mil instalações baseadas neste sistema. De uma forma geral, os benefícios das macrófitas no tratamento de efluentes podem ser assim sumarizados, segundo VALENTIM, 1999:

- a) estético: a vegetação funciona à semelhança de um filtro de solo ou de pedra, possibilitando a redução de materiais orgânicos e sólidos suspensos, também favorece a estética e apresenta apelo ecológico. Plantas como a *Iris pseudacorus*, nos Estados Unidos conhecida como “Yellow Flag” e a *Canna lilies* são utilizadas em pequenos sistemas;
- b) controle de odor: as plantas, associadas aos sedimentos, agem como biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade que irá servir;
- c) tratamento de efluentes: as plantas e o meio suporte promovem um tratamento aeróbio e anaeróbio do efluente, retirando sólidos suspensos e microrganismos patogênicos; e,
- d) controle de insetos: a massa superficial constituída pela planta e pelo meio suporte, limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas.

No Brasil os primeiros estudos com leitos cultivados construídos foram resultantes das observações feitas nas planícies inundadas da Amazônia (SALATI JR *et al*, 1999 *apud* CECCONELLO, 2005). No país ainda são poucos os trabalhos publicados sobre o assunto, seguem alguns exemplos.

SOUZA e BERNARDES, 1996, trataram o esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília/DF, por uma combinação de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) com pós-tratamento em LCFSS com *Typha latifolia*. Três leitos foram operados em série e apresentaram boa remoção de nutrientes (54% para NTK e 40% para fósforo) e 63% para DQO, sendo o tempo de detenção total do sistema de 65,4 horas.

MANSOR, 1998 avaliou durante os seis primeiros meses de funcionamento o desempenho de quatro LCFSS, construídos em alvenaria de blocos (área útil unitária: 4,24m²; lâmina d'água: 0,35 m) no tratamento de águas residuárias primárias (lagoa de estabilização) do Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas – CPQBA/UNICAMP. Dois leitos foram cultivados com *Typha domingensis* P x *Typha latifolia* L., sendo um preenchido com brita nº 3 (55-90mm) e outro com nº 4 (90-135); outro leito foi cultivado com *Eleocharis fistulosa* e preenchido com brita nº 3 e um testemunha somente preenchido com brita nº 3. A taxa orgânica média aplicada foi de 142,6 kg DQO ha⁻¹ dia⁻¹, sendo o tempo de detenção 2,5 dias. Os melhores resultados médios mensais na remoção dos

poluentes foram obtidos com a brita nº 3, sendo a máxima redução da DQO igual a 82,7% e a máxima remoção de fósforo igual a 86,4%, obtidas no leito cultivado com *Typha domingensis* P. x *Typha latifolia* L. A máxima redução de NTK, igual a 91,8%, foi obtida no leito com *Eleocharis fistulosa*.

LIMA, 1998 avaliou o desempenho de um sistema composto por um reator anaeróbio (UASB) seguido por 3 leitos dispostos em série e cultivados com *Typha sp.* no tratamento do esgoto doméstico da Vila Varjão – região administrativa do Lago Norte/DF. O reator anaeróbio foi construído em argamassa armada e tinha um volume útil de 35,84 m³ e os leitos cultivados foram escavados no solo e preenchidos com brita. Quanto à remoção, o UASB obteve reduções médias da DQO de 900mg L⁻¹ para 650mg L⁻¹ (faixa de 10 a 40%) e de sólidos sedimentáveis para 2 mL L⁻¹ e aumento dos SST de 270mg L⁻¹ do afluente para 350 mg L⁻¹ no efluente. Para o primeiro leito cultivado que funcionou corretamente, pois os outros não tiveram efluente suficiente para o funcionamento (talvez por causa da alta evapotranspiração) a redução de NTK e amônia foram: NTK de 95 a 75mg L⁻¹ e amônia de 62 a 60 mg L⁻¹. Houve um discreto aumento de nitrato de 0 a 0,05mg L⁻¹.

VALENTIM, 1999 projetou, construiu e avaliou durante os 6 primeiros meses de funcionamento, tanque séptico modificado (conceito dos reatores anaeróbios compartimentados), instalado na Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP, abastecido com esgoto doméstico da faculdade. O tanque era composto de três compartimentos em série, que operou com vazão diária média de 1330 L dia⁻¹, obtendo redução de DQO entre 17 e 69%, Sólidos Sedimentáveis de 100%, SST entre 58 e 92%, turbidez entre 67 e 92% e *E. coli* de 0 a 75%. Para os LCFSS os maiores valores de remoção foram encontrados no leito quadrado cultivado com *Eleocharis sp.*, com redução de SST entre 91 e 97%, coliformes totais de 59 a 96%, NTK de 35 a 90% e fósforo total de 41 a 65%; no leito retangular plantado com *Eleocharis sp.*, com redução de DQO entre 70 e 97% e *E. coli* entre 94 e 97%, e o quadrado plantado com *Typha sp.*, com redução de nitrogênio-nitrato de 71 a 83%. Quanto à adaptação, as macrófitas apresentaram rápido desenvolvimento e ocuparam toda a área dos leitos, além de suportarem um período de 1,5 meses sem receberem efluente devido aos constantes entupimentos do sistema no período de férias escolares.

O sistema adotado por VALENTIM, 2003 era composto de 6 LCFSS, como pós tratamento de efluente de tanque séptico modificado (conceito dos reatores anaeróbios

compartimentados), em monocultivo com *Typha sp* (taboa), *Eleocharis sp* (junco manso) e *Scirpus sp* (navalha de mico). Estava instalado na FEAGRI/UNICAMP em operação desde setembro de 1998 e era abastecido com esgoto doméstico da faculdade. Verificou-se que o fator tempo de detenção hidráulico apresentou significância estatística para todos os parâmetros avaliados e o fator planta, para fósforo total. Verificou-se que os LCFSS apresentam boa capacidade de redução de DQO (entre 48 e 77%), sólidos suspensos totais (entre 40 e 81%) e turbidez (entre 39 e 85%) e limitada para nitrogênio, fósforo, coliformes totais e *E. coli*. O efluente final apresenta potencial de reúso agrícola devido aos baixos valores de sólidos suspensos totais, turbidez e certa quantidade de nitrogênio e fósforo.

MAZZOLA, 2003 avaliou o desempenho de um RAC de duas câmaras em série (volume total do reator: 2,3 m³; vazão afluente: 4,6 m³, TDH de 12 h) e de três LCFV no tratamento das águas residuárias da FEAGRI/UNICAMP. O efluente do RAC foi tratado pelos três LCFV, sendo dois cultivados com macrófitas (*Typha sp.* e *Eleocharis sp.*) e um utilizado como controle (não cultivado). Os leitos foram construídos no formato cilíndrico (volume: 2 m³) utilizando-se a técnica de ferrocimento. O meio suporte utilizado foi brita nº 2 (diâmetro equivalente: 24 – 35 mm) e o fornecimento do efluente feito por batelada. Os tempos de reação para cada ciclo (enchimento – reação – drenagem) dos LCFV foram de 24, 48, 72 e 96 h. Para o RAC as reduções de Sólidos Sedimentáveis, SST e DQO foram, respectivamente, 93, 80 e 39%. Concluiu-se que houve tendência de estabilização dos parâmetros pH, alcalinidade, ácidos voláteis, Sólidos Sedimentáveis e SST, porém os índices de redução de DQO mantiveram-se muito baixos. Para os LCFV o aumento do tempo de reação (até 72h) foi acompanhado pelo aumento dos índices de redução dos parâmetros avaliados, sendo os valores máximos (72h): 77% turbidez, 71% DQO, 30% P_i e 60% N-NO₃. Verificou-se para as análises de N-NO₃ nos leitos vegetados um aumento de cerca de 10% para as primeiras 24h que pode ser justificado pela adição de O₂ no meio proporcionada pelo fluxo por batelada. Foram obtidos no leito vegetado com *Typha sp.* os maiores índices de remoções de P_i para os tempos de 72 e 96h (respectivamente 30 e 25%).

SOUSA, 2003 pesquisou sobre a utilização da macrófita *Typha domingensis* Person no pós-tratamento de efluentes do campus da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) e do Hospital Universitário em leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS). Foram construídas três unidades, em escala piloto, sendo duas delas com macrófitas,

denominadas de S₁ e S₂ e a terceira de B, que consistia de banhado não vegetado ou controle. Os resultados obtidos foram divididos em duas fases: a 1ª de fevereiro/2001 a abril/2002, período que antecedeu o início da operação dos banhados com o esgoto e a 2ª de junho/2002 a janeiro/2003, onde o sistema operou com uma aplicação de 2,88 m³.dia⁻¹ do esgoto tratado pela ETE, com um tempo de detenção de aproximadamente 25 horas. A avaliação, deu-se através da comparação de desempenho de tratamento, sob parâmetros físico-químicos e bacteriológicos no afluente, efluente dos banhados e da produtividade da macrófita. As performances de remoção nos 3 banhados variaram de 70,5 a 81,7% para DQO, de 56,7 a 91,0% para DBO₅, de 34,6 a 65,3% para NH₃, de 60,0 a 83,1% para SST, de 42,9 a 46,7% para PO₄⁻³ e de 75,5 a 99,7% para coliformes fecais. O melhor desempenho de remoção foi observado nos leitos com macrófitas. No que diz respeito à produtividade da macrófita, após o lançamento do esgoto, os valores de biomassa verde foram 53,8 e 57,8 t.ha⁻¹, para S₁ e S₂, respectivamente.

A aplicação de esgoto pode começar por volta de 6 a 8 semanas após a plantação, se um crescimento vigoroso for observado. As plantas, e conseqüentemente a performance do sistema na remoção de poluentes, podem não atingir a maturidade e o equilíbrio, até que uma segunda fase de crescimento das plantas se inicie. O nível da água poderá ser mantido levemente acima do leito, durante o período de plantio e por várias semanas após, para promover o crescimento inicial das plantas (SOUSA, 2003).

CECCONELLO, 2005, avaliou em escala piloto a eficiência de leitos cultivados com *Typha sp* e *Eleocharis sp*, em monocultivo e consórcio, no pós-tratamento de lixiviado (chorume) do aterro de resíduos sólidos urbanos São João da Bela Vista, no município de Passo Fundo/RS, coletado da lagoa de contenção deste líquido, durante quatro épocas, destacando-se as seguintes remoções, dentre outras: DBO (41 a 60,4%), DQO (20,3 a 92,2%), P (49,1 a 80,2 %), N_{total} (51,3 a 97%), NH₃-N (28 a 87,1%), N-NO₃ (15,8 a 92,2%), zinco (44 a 99,5%), ST (15,1 a 76,2%), STF (37,7 a 75,1%), STV (26,1 a 79,3%), Coliformes Totais (68,6 a 99,99%) e Coliformes Fecais (82,8 a 99,99%). Destaca-se que o valor do pH do lixiviado nos leitos cultivados (entrada e saída), variou de 6,2 a 7,9.

A remoção de poluentes nos leitos cultivados é realizada por processos físicos, químicos e biológicos, sendo de modo concomitante e influenciada pelo fluxo do leito, pela

planta cultivada (monocultivo ou policultivo), pelo meio suporte utilizado e pelas características da água residuária a ser tratada (VALENTIM, 1999).

Os leitos cultivados de fluxo superficial (FS ou LCFS) são constituídos por canais com algum tipo de barreira subsuperficial, geralmente o próprio solo, que fornece condições de desenvolvimento para as plantas, sendo que a água flui a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3m). Seus melhores resultados são como tratamento terciário. Nos Estados Unidos o sistema de fluxo superficial é muito utilizado no tratamento de grandes volumes de águas residuárias.

Leitos cultivados de fluxo subsuperficial (FSS ou LCFSS) são essencialmente filtros lentos horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte e onde as raízes das plantas se desenvolvem. ROSTON, 1994 e BERNARDES, 1996 *apud* VALENTIM, 1999 mencionaram que este sistema se mostra eficiente no polimento de águas residuárias tratadas em processos secundários. Os autores também citam que estes leitos não oferecem boas condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos, assim como impossibilitam o contato de pessoas e animais com a lâmina d'água. Estes leitos são, portanto, muito utilizados no tratamento de efluentes de pequenas comunidades, tanto nos Estados Unidos, Austrália e África do Sul (cascalho como meio suporte) quanto na Europa (tecnologia solo-base).

Leitos cultivados de fluxo vertical (FV ou LCFV) são filtros de vazão vertical, intermitente, preenchidos com brita ou areia. O nível de água abaixo do meio suporte impossibilita seu contato com animais e pessoas. Apresenta grande potencial para nitrificação. Os primeiros leitos de fluxo vertical surgiram na Europa nos anos de 1970 e eram conhecidos como “campos de infiltração” na Holanda e sistema de Seidel na Alemanha, às vezes conhecido como o processo do Instituto Max Planck.

Os modelos dos leitos cultivados descritos na literatura: leito cultivado de fluxo superficial (LCFS), leito cultivado de fluxo subsuperficial (LCFSS) e leito cultivado de fluxo vertical (FV), são apresentados nas Figuras 22 a 24 (VALENTIM, 1999).

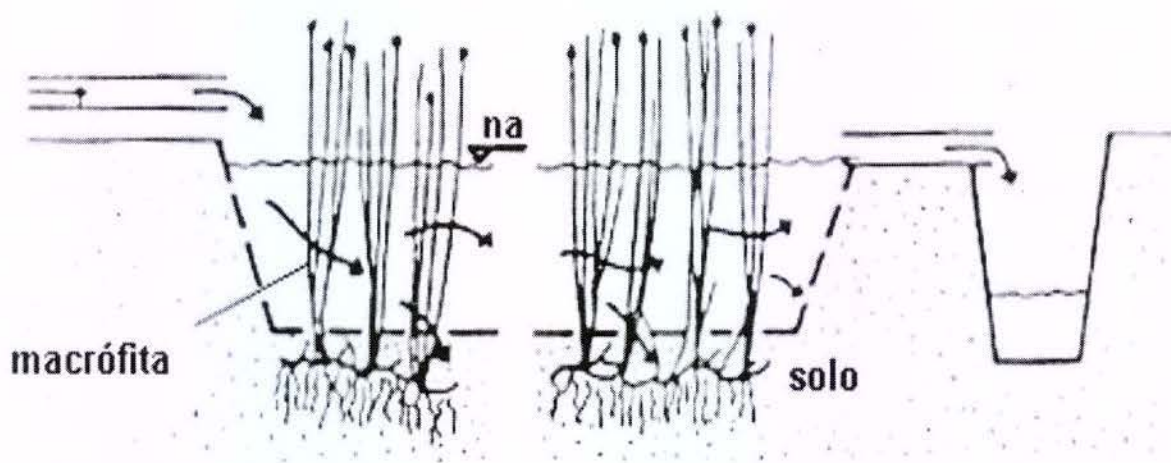


Figura 22 Leito cultivado de fluxo superficial (VALENTIM, 1999)

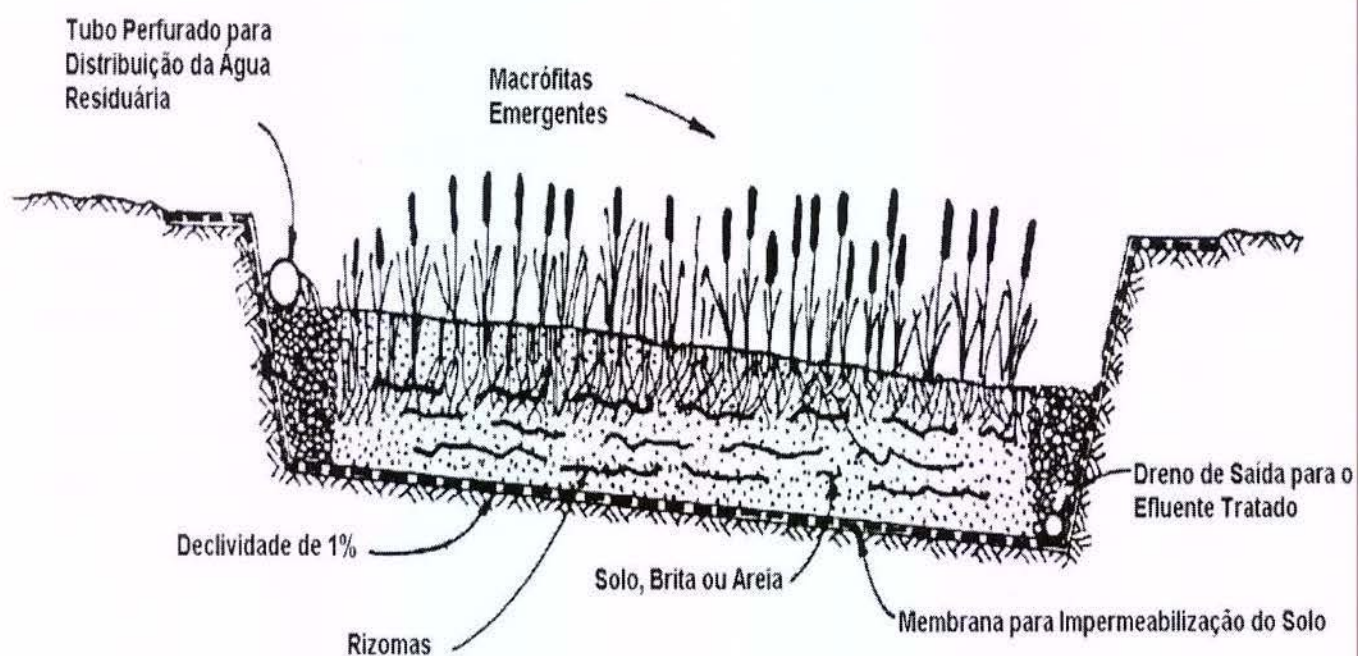


Figura 23 Leito cultivado de fluxo subsuperficial (VALENTIM, 1999)

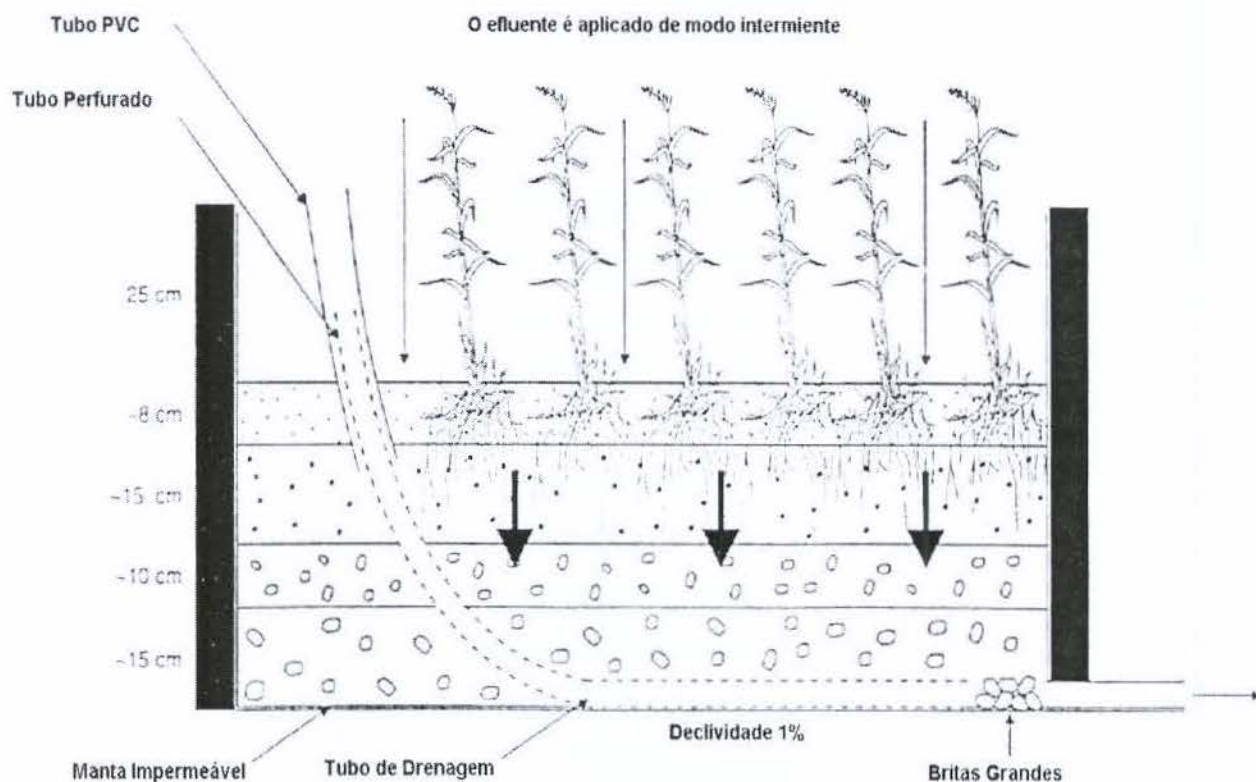


Figura 24 Leito cultivado de fluxo vertical (VALENTIM, 1999)

Estudo realizado por KNIGHT, 1992 *apud* VALENTIM, 1999, sobre a utilização destes sistemas para o tratamento de águas residuárias, sugere que as várzeas naturais requerem aproximadamente 10 vezes mais área por unidade de volume que os LCFS, e estes 10 vezes mais que os LCFSS para a mesma qualidade de água. Os LCFSS estão geralmente integrados a um sistema global onde seu efluente, passa por um LCFS para polimento. Já os LCFV requerem uma área 5 vezes menor que os LCFSS, sendo mais aeróbios que estes e bons para a nitrificação e remoção de DBO, porém não provocam uma boa desnitrificação e são menos eficientes na remoção de sólidos suspensos e fósforo que os outros sistemas.

Segundo as recomendações de VALENTIM, 1999, que descreve que ainda não existe um critério geral para a escolha da macrófita apropriada para um tratamento específico, sendo aconselhável utilizar espécies de plantas presentes nas proximidades de onde será instalado o sistema de tratamento, em monocultivo ou em policultivo, para este experimento foi adotado o

leito cultivado de fluxo subsuperficial (FSS ou LCFSS) e a vegetação escolhida foi a monocultura com taboa (*Typha spp*).

3.17.2.1 Taboa (*Typha spp*)

Etimologicamente *Typha* significa grande pântano e refere-se a antigo nome de planta ou fumaça. *Typha* também é uma alteração do nome *typhe*, o antigo nome grego desta planta, usado por Teofrasto e Dioscórides. O termo *Typha spp* refere-se a todas as espécies próximas de taboa, *Typha sp* a uma espécie e *Typha ssp* à subespécies (POTT e POTT, 2000; REITZ, 1984;).

Segundo VALENTIM, 1999, AMARAL e PANSARIN, 2006 e POTT e POTT, 2000, são macrófitas pertencente à ordem *Pandanales*, ordem de monocotiledôneas, pertencendo à família *Typhaceae*, que são plantas herbáceas perenes que crescem em brejos e alagadiços, com altura variando de 2 a 4 metros. Esta família é monotípica, contendo o único gênero *Typha* que é de distribuição cosmopolita, sendo encontrado em ambos os hemisférios nas regiões temperadas, subtropicais e tropicais.

Esta macrófita é popularmente conhecida pelos seguintes nomes: taboa, tabua, partasana (AM), paineira-de-flecha (SP), paineira-do-brejo (SP), espadana (MG), landim (MG), capim-de-esteira, pau-de-lagoa, tabebuia, erva-de-esteira, paina-de-flecha (VALENTIM, 1999).

AMARAL e PANSARIN, 2006 descrevem que do ponto de vista ecológico, essas plantas podem trazer benefícios, atuando na despoluição de ambientes eutrofizados, mas também podem ser prejudiciais quando formam grandes populações, sendo consideradas como plantas invasoras.

Quanto à sua descrição botânica as plantas deste gênero são ervas aquáticas, paludosas ou lacustres, perenes. **Rizoma** rasteiro, abundante em amido, catafilos dísticos, caducos. **Caules** rizomatosos, eretos, simples, cilíndricos, anodos, maciços, em geral na base submersos. **Folhas** dísticas, simples, linear-alongadas, coriáceas, espiralada e levemente tortas, sésseis, caulinares envolvendo o espádice antes da ântese: lâminas com secção transversal plano-convexa a triquetra. A **inflorescência** é do tipo espiciforme, terminal, contínua, raramente interrompida por espatas decíduas. As flores são unissexuadas ou monóicas, numerosas, aclamídeas ou bracteadas, sésseis ou pediceladas, em espiga densíssima,

holosseríceas. A espiga inferior é composta por 1 espiga, raramente 2, com **flores femininas**, pistilífera, flores fixas em axe tênue (0,5-2 mm de comprimento) com pequenas protuberâncias ou raminhos numerosos (pedicelos). A espiga superior apresenta **flores masculinas**, estaminífera, perigônio nulo, dispostas em fileiras simples ou desordenadas, os estames em número de 3, raramente 1 a 7, basifixos, monadelfos, anteras 4-lobadas, rimosas, oblongas; o ginóforo nas flores femininas apresenta pelos numerosos (30-50), ovário súpero, 1-carpelar, 1-locular, 1-ovulado, óvulo anátropo, pêndulo; estilete filiforme, estigma unilateral. **Flores imperfeitas** com gema abortiva, carpódia, pistilódia, com bractéolas espatuladas e subsemelhantes, longo-oediceadas, de ápice clavado ou piriforme, formando estilete rudimentar. O **fruto** é em forma de núcula a subdrupáceo, fusiforme ou ovóide, pequeno, epicarpo membranáceo ou coriáceo, por fim longitudinalmente partido. **Sementes** amareladas, ovóides, endocarpo aderente, tegumento aderente ao núcleo, o endosperma é farináceo. **Embrião** ortótropo no eixo do albume, radícula engrossada para cima (AMARAL e PANSARIN, 2006; REITZ, 1984).

É descrito por VALENTIM, 1999, que a *Typha sp.* é uma planta aquática muito freqüente às margens de lagoas ou represas, canais de drenagem e baixadas pantanosas em geral. É bastante agressiva chegando a produzir 7 mil kg de rizomas por hectare, possuindo um teor de proteínas igual ao do milho e de carboidratos igual ao da batata, além de propriedades medicinais (adstringente, diurético e emoliente). As folhas e as hastes servem para o fabrico de pasta de papel, devido à grande porcentagem de celulose. Das folhas pode-se fazer esteiras, chapéus, cestas e sandálias. De seu fruto aproveita-se a paina de seda para encher travesseiros, almofadas e acolchoados e a própria flor como ornamento.

A *Typha sp.* é uma planta que tem elevados índices de saturação luminosa e suporta altas temperaturas. Caso estes índices sejam superados, estas plantas produzem altas taxas de transpiração com grandes perdas de água pelos seus estômatos para que a sua temperatura interna se reequilibre, cessando momentaneamente a fotossíntese (VALENTIM, 1999).

O gênero único *Typha* apresenta cerca de 15 espécies, habita todo o mundo entre o círculo polar norte e o paralelo 30, no hemisfério sul (REITZ, 1984).

Devido às semelhanças que as espécies do gênero *Typha* apresentam, a determinação de uma espécie, com base apenas na caracterização superficial do vegetal é comparado por

MCVAUGH, 1993 à identificação como por uma “bola de cristal”, o que pode implicar sérios erros.

Portanto, a taboa utilizada no presente experimento foi identificada, tratou-se da *Typha domingensis* Person, cujas descrições sobre sua identificação botânica e local de coleta estão descritos no item 4.2.3.7.1.

3.17.2.2 *Typha domingensis* Person

A terminologia *domingensis* é devido a esta espécie ser originária de Santo Domingo ou República Dominicana (REITZ, 1984; POTT e POTT, 2000).

Espécie amplamente distribuída no Brasil, em São Paulo pode ser encontrada em todo Estado. Encontrada em ambientes palustres e lagos de pouca profundidade. Coletada com flores de setembro a dezembro e com frutos de novembro a março (AMARAL e PANSARIN, 2006).

Vegetal neotropical, cosmopolita, encontra-se difundido em países da América do Norte, Central e do Sul, tais como: Canadá, Estados Unidos, Cuba, Jamaica, República Dominicana, Porto Rico, Costa Rica, em todos países da América do Sul até a Patagônia. Também é encontrada na Europa, Ásia, Austrália e Nova Zelândia. Na região do Pantanal é comum sua ocorrência em lagoas, brejos, solos arenosos, argilosos ácidos ou alcalinos (REITZ, 1984; POTT e POTT, 2000).

Erva aquática emergente, perene, rizomatoza, ereta, com altura entre 1,1 e 4 m. As **folhas** medem 52-101,5 cm de comprimento por 0,8-1,35 cm de largura, apresentam face abaxial convexa, bainha com aurículas pouco pronunciadas. **Inflorescência** geralmente com mais de uma bráctea foliácea, separada ou não por uma porção de ráquis. A inflorescência masculina mede 11,2-18,5 cm de comprimento por 0,8-1,5 cm de largura, é cônica. A inflorescência feminina com dimensões de 9,8-35,5 cm de comprimento por 0,7-2,45 cm de largura, marrom clara, às vezes interrompidas por uma porção da ráquis; ráquis secundária com protuberâncias piramidais, agudas, escalariformes, desordenadas; protuberâncias medindo 0,9-2,1mm, às vezes com ápice fimbriado. **Flores masculinas:** apresentam 2 a 5 estames, podendo apresentar até 7, medindo 3,5-4,1 mm, ápice levemente agudo, filetes medindo 1,5-3,9 mm. **Flores femininas férteis:** medindo 2,1-11,4 mm, bractéolas lanceoladas a rombóides;

ovário medindo 0,9-1,5 mm, filiforme a oval, estigmas lineares, às vezes com manchas escuras, ginóforo medindo 0,8-4,2 mm, com pêlos de 1,9-11,4 mm que raramente alcançam o estigma. **Flores femininas estéreis:** medindo 5,5-10,9 mm; ovário medindo 1,9-2,5 mm, obovado, às vezes com manchas escuras, ápice arredondado a obtuso, ginóforo 3,2-8,2 mm com pêlos de 5,5-11,2 mm que ultrapassam a altura do ovário. **Núcula** medindo 1-1,7 mm, fusiforme a oval. **Fruto** fusiforme, medindo de 1-1,5 mm de comprimento. Trata-se de uma espécie muito variável em tamanho e forma de seus caracteres. Apresenta ainda muitas características intermediárias com outras espécies, sugerindo que haja constante hibridação entre elas (AMARAL e PANSARIN, 2006; POTT e POTT, 2000; REITZ, 1984).

POTT e POTT, 2000, descrevendo a respeito da *Typha domingensis* P. mencionam as seguintes utilizações:

- forrageira eventual após queimadas;
- abrigo e alimento para roedores;
- promove ambiente para ninho de aves aquáticas;
- planta inteira comestível, alimento de índios;
- broto tenro equivale ao palmito;
- espiga pode ser cozida ou assada como milho verde, usada em sopas e purês;
- o pólen serve para doces, também pode ser usado em substituição ao licopódio em fogos de artifício, devido a características inflamáveis;
- a semente contém 88% de óleo, com rendimento de 400 a 850 L/ha, comparado ao girassol e canola;
- rizoma comestível como aspargo (em vinagre), assado ou bolo, com proteína equivalente ao milho e amido (polvilho) ao da batata (46%);
- produz excelente fibra (semelhante a juta e cânhamo), têxtil, serve na confecção de estofados, coxim, vedação contra água (inclusive salva-vidas), isolante térmico pouco inflamável;
- a celulose (35%) era explorada no delta do Denúbio desde 1906, para confecção de papel pardo;
- confecção de artesanatos: esteira, capacho, cestos, chapéus, cintos, compensados, móveis, teto, parede e amarrão;

- em 3 ou 4 cortes produz 200 ton/ano (matéria verde); viável para produção de álcool, pois 20 a 40 ton. de biomassa/ha, produzem entre 1500 a 5000 L/ha, a metade da cana-de-açúcar;
- serve como biofertilizante e biogás;
- cultivada como filtro biológico para tratamento de esgotos domésticos, efluentes industriais e de criação de animais;
- remove metais pesados;
- fixa margens e controla a erosão; e,
- na medicina o rizoma é adstringente (tratamento de diarreias), diurético, cicatrizante (feridas e aftas), tratamento de icterícia, dores nos rins, contém princípios ativos contra algas, fungos, bactérias e larvas, além de hormônios; o pólen tem efeito anticoagulante, tratamento aterosclerose, usado na China como ativador da circulação.

Segundo POTT e POTT, 2000, seu cultivo é fácil, propaga-se por rizoma, divisão de touceira ou por semente. O crescimento é vigoroso, melhor em solo rico em matéria orgânica.

Do ponto de vista ecológico, a taboa produz de 200 a 300 mil sementes, disseminadas pelo vento. Germina em pouco oxigênio, na lama ou submersa, o hipocótilo flutua e é levado pelo vento para a borda, onde a plântula enraíza. Domina outras plantas aquáticas, devido à forte propagação vegetativa e alelopátia (capacidade de plantas e de animais em produzir substâncias químicas que influenciam de forma favorável ou desfavorável o desenvolvimento de outras plantas ou animais), formando conjuntos homogêneos, chamados de taboal ou tabual. Apresenta grande taxa de fotossíntese, apesar de ser do tipo C₃. Rebrotam bem após fogo e cortes. Converte brejo em taboal. Aumenta com perturbação, adubação e poluição por esgoto. A *Typha domingensis* é a mais tolerante à salinidade e pH entre 4,8 e 8,7. É uma planta invasora de difícil erradicação. Pode ser controlada com Tilápia que se alimenta dos brotos. Promove aumento da evaporação dos reservatórios em 80% (POTT e POTT, 2000).

Na Figura 25 mostram-se as características botânicas para identificação da *Typha domingensis* Person. No ANEXO E são apresentados nas Figuras 93 a 96 artesanatos confeccionados com esta planta (SOUSA, 2003).

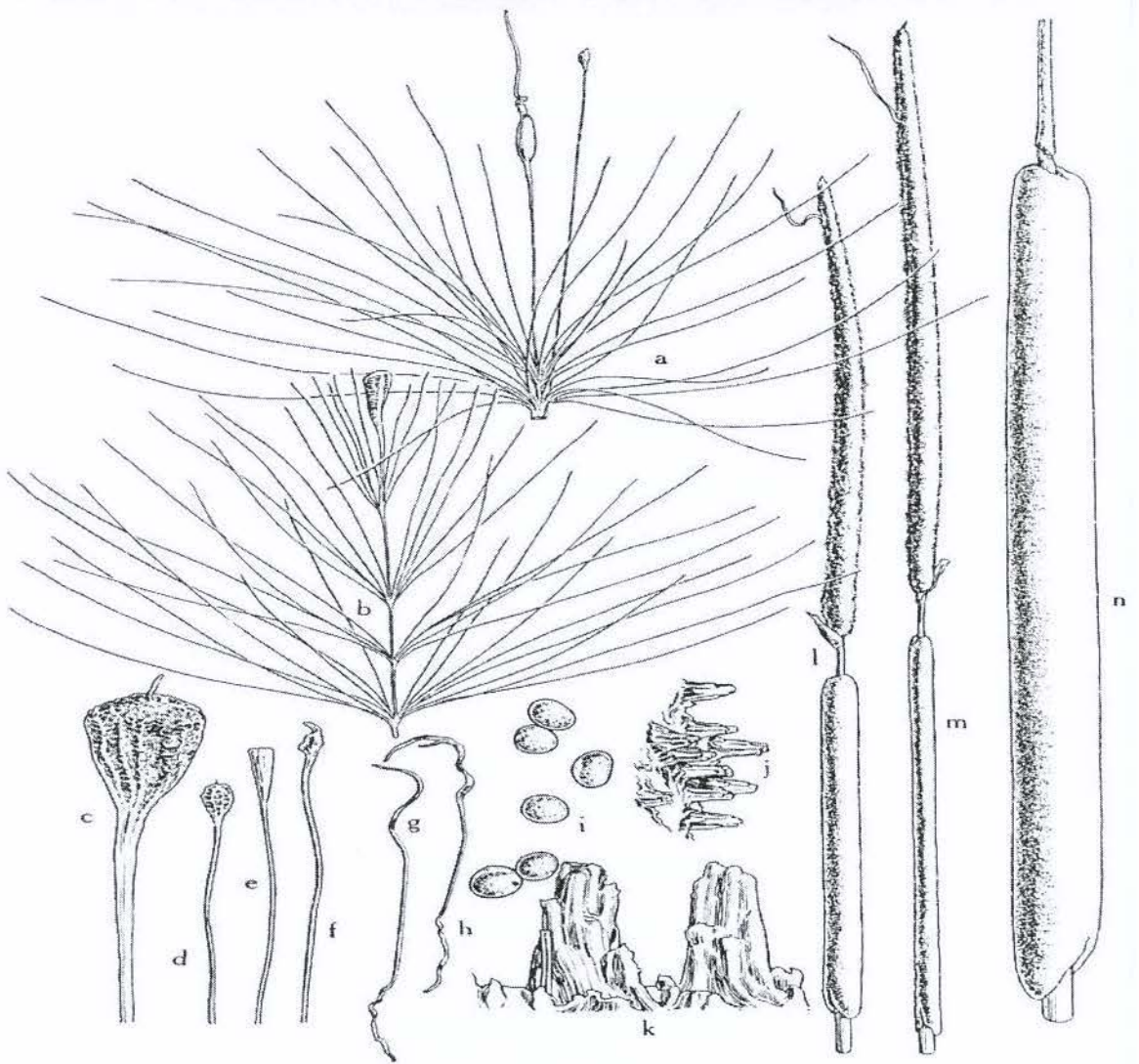


Figura 25 Características botânicas da *Typha domingensis* P.: a) flor feminina fértil, exibindo ovário maduro, rodeado por pelos na base do estigma, com bráctea ligada, (aumento 9x) b) flor feminina estéril com terminação dilatada, ovário abortado, rodeado por pelos na base e ao longo do estigma (aumento 9x) c) ovário abortado, típico de estilete rudimentar (aumento 23x) d-f) brácteas típicas exibindo formas variadas na porção dilatada (aumento 14x) g-h) brácteas de flores masculinas, delgada, simples ou lanceolada, apresentando castanho escuro brilhante na extremidade (aumento 14x) i) grãos de pólen muito ampliados, dispostos de forma isolada e ocasionalmente em pares j-k) composição de pedicelos da espiga feminina, onde j (aumento 10x) e k (aumento 46x) l-m) espiga exibindo área de separação entre parte masculina (em cima) e parte feminina (em baixo) com aumento 0,3x n) espiga com aumento 0,5x (MCVAUGH, 1993)

3.18 Controle da Poluição, Padrões de Lançamento de Efluente Tratado e Recirculação

O Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976 (SÃO PAULO, 1976b) aprova o regulamento da Lei Estadual para o Estado de São Paulo nº 997 de 31 de maio de 1976 (SÃO PAULO, 1976a), que dispõe sobre o controle da poluição do ambiente, onde em seu artigo 2º, considera-se poluição do meio à presença, ao lançamento ou à liberação nas águas, no ar ou no solo, de toda e qualquer forma de matéria ou energia, com intensidade, em quantidade, de concentração ou com características em desacordo com as que forem estabelecidas em decorrência desta lei, ou que tornem ou possam tornar as águas, o ar ou o solo:

I – impróprios, nocivos ou ofensivos à saúde;

II – inconvenientes ao bem estar público;

III – danosos aos materiais, à fauna, à flora; e,

IV – prejudiciais à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

O artigo 3º da Lei 997/76 (SÃO PAULO, 1976a) descreve sobre a proibição do lançamento ou liberação de poluentes nas águas, no ar ou no solo, onde no parágrafo único deste artigo, considera-se poluente, toda e qualquer forma de matéria ou energia que, direta ou indiretamente, cause poluição do meio ambiente.

O artigo 4º do Decreto 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976b), considera como fontes de poluição todas as obras, atividades, instalações, empreendimentos, processos, dispositivos, móveis ou imóveis, ou meios de transporte que, direta ou indiretamente, causem ou possam causar poluição ao meio ambiente.

No artigo 19º-B do Decreto 8.468/76 descreve que os efluentes líquidos, exceto os de origem sanitária, lançados nos sistemas públicos de coleta de esgotos, estão sujeitos a pré-tratamento que os enquadre nos padrões estabelecidos no artigo 19º-A. Estes padrões são descritos também pela norma ABNT NBR 9800/1987 (ABNT, 1987), referente a recebimento dos efluentes líquidos industriais, na rede coletora de esgoto.

No Quadro 6 apresentam-se alguns parâmetros comuns nestas duas normas (SÃO PAULO, 1976b; ABNT, 1987), de interesse para o presente experimento, onde foi considerado como limite (quando as legislações apresentavam valores diferentes para um

mesmo parâmetro), o menor valor permitido, para ser garantido maior rigor na proteção sócio-ambiental.

Quadro 6 Limites dos parâmetros básicos a serem observados para lançamento de efluente industrial em sistema coletor público de esgoto sanitário dotado de tratamento adequado (Adaptado de ABNT, 1987; Adaptado de SÃO PAULO, 1976b)

PARÂMETRO	LIMITE
pH	6 a 10
Temperatura (°C)	Inferior a 40
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	Máximo 20
Arsênio Total(mg/L)	1,5
Cádmio Total (mg/L)	0,1
Chumbo Total (mg/L)	1,5
Cobre Total (mg/L)	1,5
Cromo Total (mg/L)	5,0
Mercurio Total (mg/L)	0,01
Selênio Total (mg/L)	1,5
Zinco Total (mg/L)	5,0

O artigo 19º-A do Decreto 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976b), descreve que os efluentes de qualquer fonte poluidora, lançados em sistemas de esgotos, devem ser ausentes de despejos que causem ou possam causar obstrução das canalizações ou qualquer interferência na operação do sistema de esgotos.

A Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre classificação dos corpos de água, também estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, entre outras providências. Entre as suas considerações está aquela que considera que a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, baseado no princípio da função ecológica da propriedade, da prevenção, da precaução, do poluidor-pagador, do usuário-pagador e da integração, bem como no reconhecimento do valor intrínseco à natureza.

O artigo 24º desta resolução, descreve que os efluentes de qualquer fonte poluidora, somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após devido

tratamento e desde que obedecem às condições, padrões e exigências dispostos nesta resolução e em outras normas aplicáveis.

Os padrões de lançamento de efluentes estão descritos no capítulo IV desta resolução. No Quadro 7 estão alguns parâmetros de interesse para este trabalho.

Quadro 7 Valores padrões para alguns parâmetros de lançamento de efluentes (Adaptado de BRASIL, 2005)

PARÂMETRO	VALOR MÁXIMO
pH	5 a 9
Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L)	20
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	Máximo 1
Materiais Flutuantes	Ausência
Temperatura (°C)	Inferior a 40
Arsênio Total (mg/L)	0,5
Cádmio Total (mg/L)	0,2
Chumbo Total (mg/L)	0,5
Cobre Dissolvido (mg/L)	1,0
Cromo Total (mg/L)	0,5
Mercúrio Total (mg/L)	0,01
Selênio Total (mg/L)	0,3
Zinco Total (mg/L)	5,0

Nesta resolução (BRASIL, 2005), não são descritos valores máximos permitidos de lançamento do efluente para os parâmetros: sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspenso voláteis, sólidos dissolvidos totais, sólidos dissolvidos fixos, sólidos dissolvidos voláteis, turbidez, DQO, coliformes totais, coliformes fecais, fósforo total, fosfato, nitrato. Também não apresenta os mesmos valores limites para todos os parâmetros descritos nas normas (ABNT, 1987; SÃO PAULO, 1976b), apresentados no Quadro 6.

Para satisfazer expectativas quanto a futuros trabalhos, utilizando o lodo gerado pelo sistema para fins agrícolas, os valores limites para as concentrações máximas permitidas de

metais pesados no lodo, basearam-se nos limites descritos no Quadro 8, conforme a norma norte-americana USEPA (United States Environmental Protection Agency) 40 CFR (Code of Federal Regulations) part 503 (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1992 e 1993) e conforme a norma brasileira, Resolução CONAMA 375, de 29 de agosto de 2006 (BRASIL, 2006).

Quadro 8 Limites de concentração de metais pesados no lodo de esgoto para aplicação no solo conforme norma USEPA 40 CFR part 503 (Adaptado de ROCHA, 1999; Adaptado de APHA, 2000) e CONAMA 375 (BRASIL, 2006)

METAL PESADO	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA (mg/kg) BASE SECA (USEPA 40 CFR part 503)	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA (mg/kg) BASE SECA (CONAMA 375)
Arsênio	41	41
Bário	-	1300
Cádmio	39	39
Cobre	1500	1500
Cromo	-	1000
Chumbo	300	300
Mercúrio	17	17
Molibdênio	-	50
Níquel	420	420
Selênio	100	100
Zinco	2800	2800

A recirculação interna do efluente é justificada pela necessidade global crescente do uso racional da água, em virtude da carência hídrica verificada em muitas regiões do mundo. No Brasil esta ocorre principalmente na região Sudeste, em decorrência da alta concentração da população nos centros urbanos, em especial nas regiões metropolitanas, como a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e Região Metropolitana de Campinas (RMC), destacando-se que o experimento foi realizado na RMC.

Com os dados contidos na Figura 26, visualiza-se a distribuição de recursos hídricos, superfície e população no Brasil.

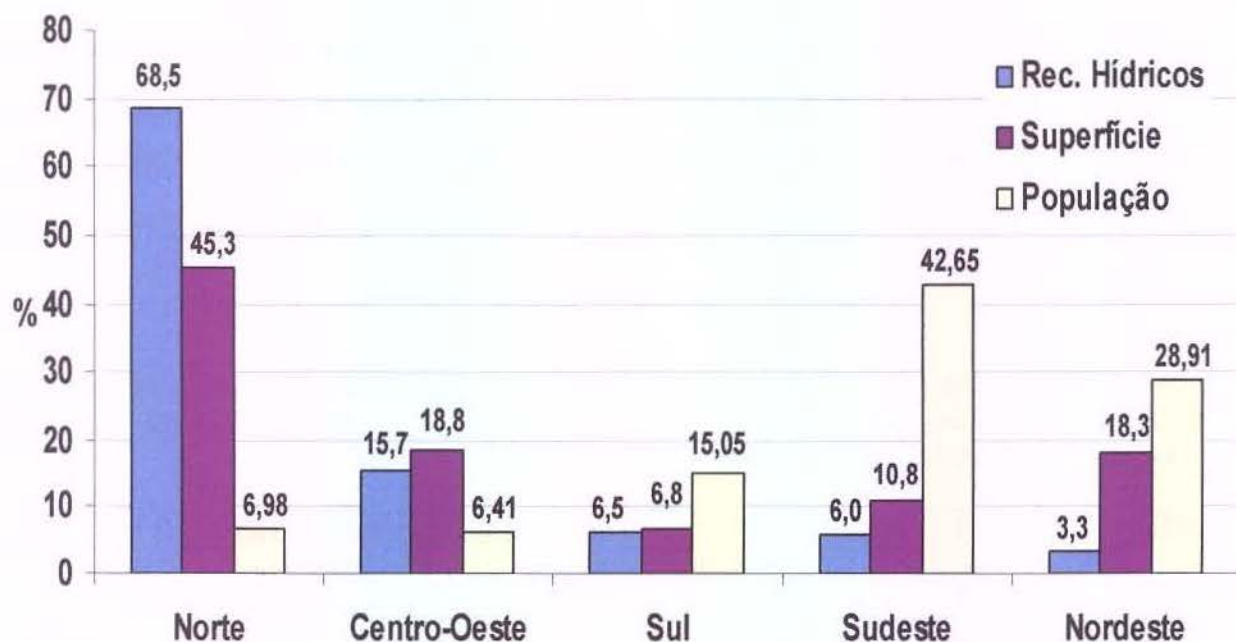


Figura 26 Distribuição dos recursos hídricos considerando a superfície e a população nas 5 regiões brasileiras expressos em porcentagem (MANUAL DE CONSUMO SUSTENTÁVEL, 2002)

A recirculação também é justificada para atender às exigências de uso racional da água, contidas nas leis:

- Federal nº 9.433/97, promulgada em 08/01/97 e publicada no D.O.U. em 09/01/97 (BRASIL, 1997), que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; e,
- Estadual do Estado de São Paulo nº 7.663/1991, de 20/12/1991 (SÃO PAULO, 1991), que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Nestas leis está prevista a outorga e cobrança pelo uso da água de todos os usuários (serviços municipais de águas, indústrias e irrigantes), que captarem diretamente dos cursos d'água superficiais, aquíferos subterrâneos e daqueles que efetuarem lançamento de efluentes, entre outras disposições, onde a recirculação do efluente tratado pela empresa, por exemplo, implica dupla economia: do valor a ser pago e da fonte hídrica.

Segundo LEITE, 2006, a proposta aprovada pelo Comitê PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiaí) em setembro de 2006, descreve como pagadores pelo custo da utilização dos recursos hídricos as indústrias, comércios, serviços de abastecimento e outros usuários urbanos

privados (hotéis, shoppings, entre outros) que captem água, despejem efluentes ou esgoto nos corpos d'água das bacias. Porém, essa regra exclui os produtores rurais, que estão isentos até dezembro de 2009. Conforme o órgão, também estarão livres do pagamento os usuários que capturem até 5 m³/dia de água.

Os valores serão recolhidos de forma gradativa. Em 2007, a cobrança será referente a 60% do valor. No ano seguinte, este percentual sobirá para 75% e, em 2009, o custo será cobrado na integralidade. Foi estabelecida uma tabela de valores para os diferentes usuários. Quem capta água bruta superficial pagará R\$ 0,01 por m³. Os usuários que consomem água, ou seja, o produto não retorna ao rio nem mesmo na forma de esgoto, vão pagar R\$ 0,02 por m³. Pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) lançada nos corpos d'água será cobrada R\$ 0,10 por quilo de esgoto. A água captada de poços custará R\$ 0,0115 por m³ (LEITE, 2006).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O material para realização do experimento, em escala real, foi o efluente industrial de lavagem de plásticos, produzido por uma indústria recicladora de plásticos pós-consumo. Os plásticos reciclados eram os seguintes: polietileno de baixa densidade (PEBD), polietileno de alta densidade (PEAD) e o polipropileno (PP), obtidos no comércio da região. Dentre os plásticos reciclados destacam-se: embalagens de utilidades domésticas, embalagens de produtos de limpeza e de alimentos, baldes, brinquedos, auto-peças, entre outros.

Conforme CLASSIFICAÇÃO DOS PLÁSTICOS QUANTO A SUA ORIGEM, 2006, estes 3 tipos de plásticos estão entre aqueles que são reciclados pela maioria das recicladoras.

4.1 Local do Experimento

A indústria denominava-se B. M. Indústria e Comércio Ltda, realizava a reciclagem mecânica de plásticos e localizava-se no município de Sumaré/SP, RMC, conforme Figura 27. Estava instalada há cerca de 13 anos, onde efetuava o beneficiamento dos plásticos através do processo de lavagem há aproximadamente 10 anos. Produzia plásticos extrudados na forma granular e tubular. Tinha uma área de 3.000 m², com produção média mensal de 300 toneladas de plásticos reciclados.



Figura 27 Vista geral da indústria B. M. Indústria e Comércio Ltda Sumaré/SP

O volume diário de efluente gerado era em média de 10 m³, onde o valor médio consumido de água por kg de plástico lavado era de 1 litro de água por 1,5 kg de plástico. Não foi computado no consumo o volume de água utilizado no aglutinador e para resfriamento dos plásticos após o processo de extrusão, pelo motivo da empresa recircular de forma contínua 30 m³ de água, utilizada nestas etapas, onde as perdas eram mínimas, praticamente apenas pela evaporação. Toda água utilizada era proveniente de poço artesiano.

A empresa dispunha de sistema de tratamento do efluente através de 2 tanques de sedimentação e lançava o efluente na rede pública coletora de esgotos.

Observava-se a presença no efluente de grande quantidade de resíduos plásticos, de formato irregular, com dimensões médias na extremidade maior entre 3 mm e 2 cm, outros também em grande quantidade com dimensões inferiores, que eram retirados parcialmente pelo sistema de tratamento existente. Estes resíduos eram depositados no pátio da empresa, próximo ao armazenamento dos plásticos recicláveis recebidos, gerando excessivo acúmulo de material.

4.1.1 Produção de Plásticos Reciclados

Nesta subseção será abordado de forma sucinta o processo de produção dos plásticos reciclados.

Os plásticos recicláveis provenientes do comércio regional, eram recebidos e depositados no pátio, localizado na parte de trás da empresa, conforme Figura 28.

Em seguida passavam pelos processos de triagem, processo manual destinado à separação dos diferentes tipos de plásticos (PEAD, PEBD e PP), conforme Figura 29.

Após a separação os plásticos eram moídos em equipamento elétrico chamado de triturador ou moedor.

Após a moagem os plásticos eram encaminhados em lotes separados, para a lavagem. Denominava-se lote, cada porção de material do mesmo tipo de plástico, anteriormente separado. A lavagem ocorria sem adição de agente limpante (detergente ou outro). A lavagem ocorria em 2 etapas, a primeira em tanque cilíndrico com agitação mecânica e a segunda em tanque retangular também com agitação mecânica. Em ambos os tanques o tempo médio de duração das lavagens era de 20 minutos e a temperatura da água era ambiente.

Em seguida eram centrifugados em centrífuga elétrica, para retirada do excesso de água. A moagem, lavagem e centrifugação são apresentadas na Figura 30.



Figura 28 Pátio de recepção e armazenamento de plásticos recicláveis



Figura 29 Local de triagem dos plásticos

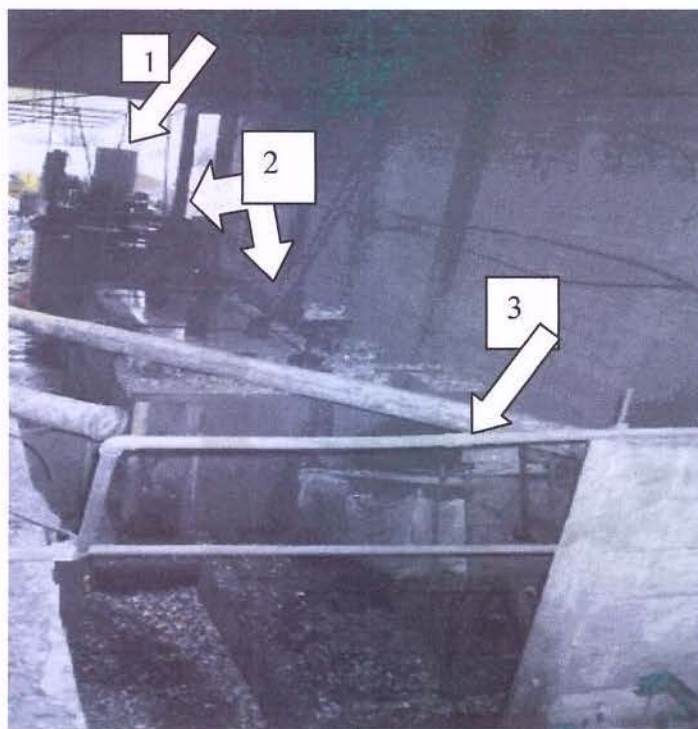


Figura 30 Local de moagem (1), lavagem (2) e centrifugação (3) dos plásticos

Depois os plásticos eram encaminhados manualmente para local próprio para secagem à temperatura ambiente. Daí eram transportados para aglutinador, que melhorava as condições dos resíduos plásticos para a extrusão. Neste equipamento podia haver ou não a adição de pigmento para conferir cor ao produto extrudado.

Em seguida o material era encaminhado para extrusoras, que dependendo do seu tipo podia originar extrudados filamentosos semelhantes a macarrão que em seguida eram granulados em granulador ou extrudados tubulares, que também eram reduzidos a comprimentos menores, conforme Figuras 33 a 35. Denomina-se extrusão o processo de passagem forçada de um plástico através de um orifício, visando conseguir uma forma alongada ou filamentosa. A extrusora que originava plásticos extrudados na forma tubular era alimentada com os plásticos granulados oriundos da extrusora que originava filamentos. Os plásticos granulados também são chamados de “pellets”. A temperatura média de extrusão era de aproximadamente 150 °C.

Após os plásticos serem extrudados eram mergulhados mecanicamente em compartimentos com água para redução da temperatura. Na figura Figura 31 mostra-se extrusora tubular e plásticos extrudados.



Figura 31 Extrusoras tubulares e plásticos extrudados

Em seguida os plásticos produzidos eram empacotados em sacos plásticos e armazenados. Na Figura 32 mostra-se a parte final do processo de reciclagem dos plásticos por esta indústria, onde os plásticos reciclados eram armazenados em pallets, prontos para a comercialização. Os plásticos reciclados eram comercializados na forma de grânulos ou tubos, conforme mostrado nas Figuras 33 a 35. Os plásticos reciclados pela empresa, eram comercializados como matérias-prima para confecção de: móveis, brinquedos, bobinas de fax, embalagens, etc. A Figura 36 mostra embalagem confeccionada com material reciclado por esta indústria.



Figura 32 Armazenagem de plásticos reciclados

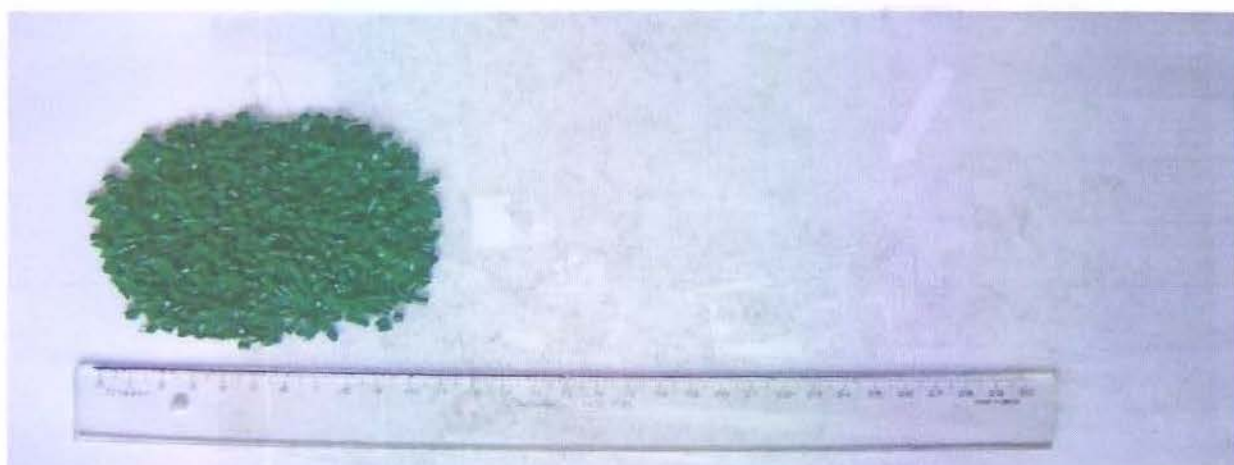


Figura 33 Plástico reciclado na forma de grânulos ou pellets (PEBD com pigmentação verde)



Figura 34 Plástico reciclado na forma de tubos (PEBD com pigmentação branca)



Figura 35 Plástico reciclado na forma de tubos (PEBD com pigmentação preta)



Figura 36 Embalagem confeccionada com matéria-prima reciclada (PEBD extrudado com pigmentação verde) pela indústria B. M. Indústria e Comércio Ltda e fabricado por outra indústria

4.1.2 Lavagem dos Plásticos e Sistema Existente de Tratamento do Efluente

Neste item será abordado sobre a lavagem dos plásticos, origem do efluente gerado e sistema de tratamento existente, antes do projeto experimental ser implantado.

Os resíduos plásticos após triagem eram moídos em moedor, lavados primeiramente em tanque cilíndrico, de alvenaria, disposto de forma não enterrada, com agitação mecânica através de pás, com capacidade de 2 m^3 , à temperatura ambiente.

Em seguida os resíduos eram retirados de forma mecanizada do tanque cilíndrico e encaminhados para segunda lavagem em outro tanque, retangular, de alvenaria, com agitação mecânica através de pás, com capacidade de 8 m^3 . Os plásticos eram lavados em cada um dos tanques em média durante 20 minutos.

Depois da lavagem os plásticos eram retirados de forma mecanizada deste tanque e encaminhados para centrífuga, a fim de ser retirado o excesso de água.

Na centrífuga era gerado efluente e resíduos da centrifugação compostos por fragmentos de plásticos com dimensões inferiores à malha da centrífuga.

O efluente dos 2 tanques de lavagem era misturado com o da centrifugação e encaminhado para outro tanque, onde iniciava o tratamento do efluente, conforme Figura 37.



Figura 37 Tanque chicanado para sedimentação de resíduos (primeiro tanque) tendo ao redor resíduos da sedimentação para secagem

Este tanque era de alvenaria, de formato retangular, disposto de forma enterrada, com chicanas, onde o efluente entrava pela parte superior, sem agitação, com capacidade de 6 m^3 , destinado principalmente à redução de sólidos através da sedimentação. Deste o efluente saía pela parte superior para outro tanque.

Observava-se que, ao redor deste tanque, estava depositada grande quantidade de resíduos para secagem, que eram provenientes da sedimentação deste tanque e do seu sobrenadante. A retirada dos resíduos era de forma manual.

O segundo tanque do sistema de tratamento do efluente também era destinado à remoção de sólidos através da sedimentação. Apresentava formato quadrangular, de alvenaria, disposto de forma enterrada, sem agitação, com capacidade de 6 m^3 . Dele o efluente era lançado para a tubulação coletora de esgoto. Observava-se também a disposição de grande quantidade de resíduos para secagem, disposto próximo a este tanque, que também eram provenientes da sua sedimentação e do seu sobrenadante, assim como demais materiais

recicláveis, dispostos próximos aos resíduos retirados dos tanques e vegetação, conforme Figura 38.



Figura 38 Tanque de sedimentação antes do lançamento final do efluente (segundo tanque) tendo ao redor resíduos da sedimentação para secagem, plásticos recicláveis e vegetação

Os resíduos produzidos na centrifugação, no fundo e sobrenadante dos 2 tanques de sedimentação, eram removidos manualmente e depositados em local próximo aos tanques, sendo este local utilizado como leito ou pátio de secagem. Estes resíduos também eram depositados em um outro tanque, de alvenaria, não enterrado, localizado na parte de fora da empresa, próximo ao muro de trás, com a mesma finalidade, conforme a Figura 39.

Após secagem durante período indefinido estes resíduos eram destinados a aterro sanitário.

O excessivo acúmulo de material no pátio na parte de trás da empresa, composto por plásticos antes do processo de reciclagem armazenados próximos aos resíduos da centrifugação, resíduos da sedimentação nos 2 tanques, vegetação e a existência de tanque para armazenamento de resíduos fora da empresa, instalado em condições precárias, caracterizaram, entre outros fatores, a necessidade de implantação de sistema de tratamento do

efluente e de armazenamento dos resíduos, com maior eficiência e sob condições técnicas e sanitárias mais adequadas.



Figura 39 Tanque construído a partir do muro de tras da empresa armazenando resíduos da centrifugação, sedimentação e sobrenadante dos 2 tanques de sedimentação do efluente

4.2 Métodos

4.2.1 Caracterização Preliminar do Efluente e Resíduos

Foram feitas análises de alguns parâmetros para caracterização preliminar do efluente da lavagem dos plásticos e dos resíduos produzidos na centrifugação e nos tanques de sedimentação, a fim de obter conhecimento sobre as características destes materiais, em especial do efluente, pois os resíduos poderiam ser melhores estudados em trabalhos futuros.

Os parâmetros escolhidos foram alguns daqueles descritos no Quadro 3, utilizados para caracterização de efluente de filmes plásticos PEAD e PEBD (REMEDIIO, 1999); no Quadro 5, recomendados para caracterização de efluente industrial do ramo plástico (Adaptado de

VON SPERLING, 1995) e no Quadro 4, utilizados para caracterização química e microbiológica dos esgotos domésticos (Adaptado de VON SPERLING, 1995).

Os pontos de coleta escolhidos para o efluente, assim como para os resíduos e o número de amostras, foram os seguintes:

- primeiro tanque de lavagem de plásticos (tanque cilíndrico): 1 amostra;
- segundo tanque de lavagem de plásticos (tanque retangular): 1 amostra; e,
- saída do segundo tanque de sedimentação (lançamento final no coletor público de esgoto): 1 amostra.

Os resíduos foram coletados em 10 pontos aleatórios e diferentes no pátio de secagem, onde o material coletado foi homogeneizado e compôs uma amostra.

Os resultados obtidos são apresentados nos Quadros 9 e 10.

Quadro 9 Caracterização preliminar do efluente de lavagem de plásticos nos 2 tanques de lavagem e no lançamento

PARÂMETRO	1º TANQUE DE LAVAGEM	2º TANQUE DE LAVAGEM	LANÇAMENTO
1. pH	9,62	-	1,93
2. Turbidez (NTU)	160	-	696
3. Fósforo (mg L ⁻¹)	5,71	-	5,16
4. OD (mgO ₂ L ⁻¹)	4,39	-	1,93
5. DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	1623	-	1798
6. DBO (mgO ₂ L ⁻¹)	478	-	528
7. Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	15.110	5.315	16.012
8. Sólidos Totais Fixos (mg L ⁻¹)	4.198	2.472	2.190
9. Sólidos Totais Voláteis (mg L ⁻¹)	10.911	2.843	13.821
10. Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	4.222	2.747	2.255
11. Sólidos Suspensos Fixos (mg L ⁻¹)	893	485	447
12. Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	3.328	2.262	1.808
13. Sólidos Sedimentáveis (ml L ⁻¹)	170	-	17
14. Coliformes Totais (NMP/100ml)	3,1 x 10 ⁸	-	7,38 x 10 ⁹
15. Coliforme Fecais (NMP/100 ml)	< 1,0 x 10 ⁶	-	< 1,0 x 10 ⁶
16. Arsênio (mg L ⁻¹)	-	-	0,0016
17. Cádmio (mg L ⁻¹)	-	-	0,0036
18. Chumbo (mg L ⁻¹)	-	-	0,1193
19. Mercúrio (mg L ⁻¹)	-	-	0,0014
20. Selênio (mg L ⁻¹)	-	-	0,024
21. Antimônio (mg L ⁻¹)	-	-	0,0034
22. Cromo Total (mg L ⁻¹)	-	-	0,0381

Quadro 10 Teor de coliformes (totais e fecais) e de metais pesados nos resíduos depositados no pátio de secagem retirados dos 2 tanques de sedimentação do efluente de lavagem de plásticos

PARÂMETRO	RESÍDUOS DO PÁTIO DE SECAGEM
1. Coliformes Totais (NMP/100 ml)	$3,8 \times 10^8$
2. Coliforme Fecais (NMP/100 ml)	$9,7 \times 10^8$
3. Arsênio (mg L ⁻¹)	< 0,001
4. Cádmio (mg L ⁻¹)	0,0059
5. Chumbo (mg L ⁻¹)	0,1362
6. Mercúrio (mg L ⁻¹)	0,0014
7. Selênio (mg L ⁻¹)	0,01
8. Antimônio (mg L ⁻¹)	< 0,003
9. Cromo Total (mg L ⁻¹)	0,0465

Para os dados da caracterização preliminar, ressaltaram-se as seguintes observações:

- presença de grande quantidade de sólidos totais, maior que a concentração típica encontrada nos esgotos domésticos brutos (conforme VON SPERLING, 1995, Quadro 4);
- grande concentração de matéria orgânica, pois havia maior quantidade de sólidos totais voláteis que fixos, redução de OD, alto valor da DBO e DQO, apresentando esta última também maior concentração que a típica dos esgotos domésticos brutos (conforme Quadro 4);
- o sistema não era eficiente na remoção de turbidez, DBO, DQO, sólidos totais, sólidos totais voláteis, fósforo, coliformes totais, coliformes fecais, pois os valores no lançamento eram maiores que aqueles no primeiro tanque de lavagem;
- o alto valor do pH no primeiro tanque de lavagem, indicava lavagem de lote de plásticos com predominância de produtos higiênico-sanitários que continham NaOH ou outro similar;
- o valor do pH no lançamento era muito baixo e fora dos limites da ABNT NBR 9800/1987 (ABNT, 1987) e Decreto 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976b) apresentados no Quadro 6, assim como da Resolução CONAMA 357, 2005 (BRASIL, 2005), apresentados no Quadro 7;
- devido ao reduzido valor do OD no primeiro tanque de lavagem e no lançamento, provavelmente os 2 tanques de sedimentação estavam operando com predominância em anaerobiose;

- o valor dos sólidos sedimentáveis no primeiro tanque de lavagem era mais de 8 vezes maior que no esgoto sanitário bruto (conforme Quadro 4);
- o valor dos sólidos sedimentáveis no lançamento estavam de acordo com a NBR 9800/1987 (ABNT, 1987), apresentados no Quadro 6, mas em desacordo com a Resolução CONAMA 357, 2005 (BRASIL, 2005), descritos no Quadro 7;
- as concentrações de coliforme totais e fecais no primeiro tanque de lavagem eram semelhantes aos do esgoto sanitário bruto (Quadro 4);
- havia presença de materiais flutuantes no ponto de lançamento em desacordo com a Resolução CONAMA 357, 2005 (Quadro 7);
- a presença de resíduos plásticos no lançamento, não retidos nos 2 tanques de sedimentação, estava em desacordo com o Decreto 8.468/76 Artigo 19º-A (SÃO PAULO, 1976b), pois poderiam causar obstruções nas canalizações do sistema coletor público de esgotos e ou interferirem na operação do sistema de tratamento dos esgotos domésticos;
- todos os valores dos metais pesados analisados, tanto no efluente lançado como nos resíduos sedimentados, estavam de acordo com as normas: NBR 9800, 1987 (ABNT, 1987) e Decreto 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976b), descritos no Quadro 6; Resolução CONAMA 357, 2005 (BRASIL, 2005), descritos no Quadro 7; USEPA 40 CFR part 503 (ROCHA, 1999; APHA, 2000) e Resolução CONAMA 375, 2006 (BRASIL, 2006), descritos no Quadro 8.

Portanto, com base nos dados obtidos na caracterização preliminar do efluente e nas condições de funcionamento do sistema de tratamento existente, descritas no item 4.1.2, foi fundamentada a necessidade de implantação de um novo sistema de tratamento, com maior eficiência e sob condições técnicas e sanitárias mais adequadas.

As considerações anteriores somadas a:

- reduzido conhecimento sobre as características do efluente e de sistemas anteriormente adotados para tratá-lo;
- caracterização de efluente de lavagem de filmes plásticos feita por REMEDIO, 1999, descrita no item 3.16 e apresentada no Quadro 3, onde os dados mostraram que o efluente apresenta grande quantidade de sólidos totais, suspensos e dissolvidos, superiores aos dos esgotos domésticos, conforme descreveu VON SPERLING, 1995 (Quadro 4);
- falta de conhecimento sobre o valor real médio do pH do efluente, pois REMEDIO, 1999 adicionou NaOH, que alterou sua caracterização original e no momento de coleta para

análises preliminares, o efluente gerado apresentava elevado pH, que indicava lavagem de lote de plásticos com predominância de produtos higiênico-sanitários que continham NaOH ou outro similar;

- informações da indústria, sobre a grande variação no teor de sólidos aderidos nos resíduos plásticos lavados (grau de sujeira), o que leva à produção de efluente com maior ou menor concentração de sólidos;
- necessidade de adotar sistema que suporte alterações bruscas de carga orgânica, choques devidos a alteração de pH (por exemplo), que apresente simplicidade operacional e reduzido custo de implantação e operação;
- adoção de sistema que apresente reduzida produção de lodo, para evitar custos com sua destinação para aterro; que preferencialmente seja melhor estabilizado, satisfazendo expectativas para futuros trabalhos, sobre sua destinação para fins agrícolas;
- aproveitamento e adaptação de estruturas de alvenaria, instaladas de forma enterrada, com e sem chicanas, utilizadas para tratamento do efluente, em operação;
- reduzida área para instalação;
- grande quantidade da macrófita taboa (*Typha spp*) nativa nas proximidades da indústria, vegetal de fácil adaptação, que suporta alterações de carga e do pH, conforme VALENTIM, 1999 e POTT e POTT, 2000.
- consideração sobre sistemas de tratamento de esgotos, descrita no item 3.17; e,
- considerações sobre controle da poluição, padrões de lançamento de efluente tratado e recirculação, apresentadas no item 3.18; foi, elaborado projeto experimental, apresentado no presente experimento, implantado e operado na indústria em escala real, que substituiu totalmente o sistema anteriormente existente.

4.2.2 Implantação de Sistema de Tratamento

O sistema implantado consistiu na associação de unidades de reator anaeróbio compartimentado (RAC) com pós-tratamento em leitos cultivados ou “wetland”, do tipo leito cultivado de fluxo subsuperficial (LCFSS), onde foi cultivado em monocultivo a taboa (*Typha domingensis* Person). Todas as estruturas do sistema de tratamento adotado para o efluente de

lavagem dos plásticos e disposição dos resíduos gerados, com base nas descrições feitas no item 4.2.1, foram as seguintes:

- Tratamento Preliminar: tanque de sedimentação e peneira estática;
- Tratamento Primário: tanque pulmão ou equalizador;
- Tratamento Secundário: reator anaeróbio compartimentado (RAC);
- Tratamento Terciário (pós-tratamento): leitos cultivados tendo como meio suporte brita e vegetação a taboa; e,
- Leito de Secagem: disposição dos resíduos gerados e redução do seu volume de água.

Na Figura 40 mostra-se esquema geral do sistema de tratamento implantado.

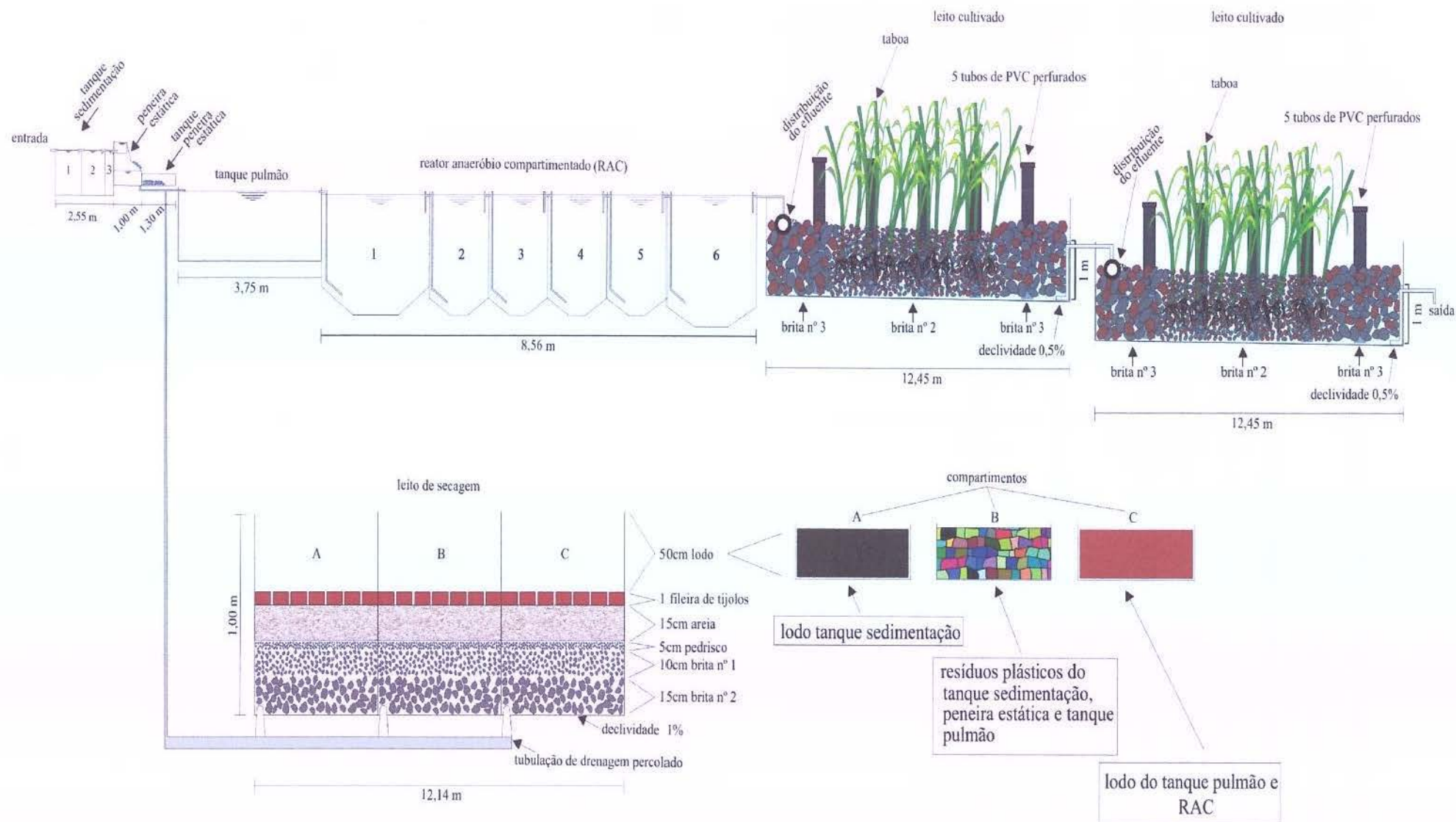


Figura 40 Esquema geral do sistema de tratamento do efluente e disposição dos resíduos sólidos removidos

Considerações sobre cada estrutura integrante do sistema:

- **Entrada:** ponto de entrada do efluente no sistema;
- **Tanque de sedimentação (1):** tanque dividido em 3 compartimentos para tratamento preliminar, retirada de resíduos grosseiros antes da peneira estática;
- **Peneira estática (1):** tratamento preliminar;
- **Tanque de captação dos resíduos da peneira estática ou tanque da peneira estática (1):** para armazenamento (inicial) dos resíduos retidos na peneira estática, cujo armazenamento final era no compartimento (a) do leito de secagem;
- **Tanque pulmão ou equalizador (1):** homogeneização do efluente e tratamento primário;
- **Reator anaeróbio compartimentado (1):** reator composto por 6 compartimentos e destinado ao tratamento secundário;
- **Leitos cultivados de fluxo subsuperficial (2):** tratamento terciário (pós-tratamento) do efluente, com fluxo no sentido linear, dispostos em série;
- **Saída:** ponto de saída do efluente tratado para possível recirculação na indústria, fins menos nobres ou descarte no coletor público de esgoto;
- **Leito de secagem (1 leito dividido em 3 compartimentos):** leito destinado à redução do volume de água dos resíduos, contendo os seguintes compartimentos:
 - 1 para o lodo do tanque de sedimentação (compartimento a);
 - 1 para os resíduos plásticos retirados do tanque de sedimentação, peneira estática e tanque pulmão (compartimento b);
 - 1 para o lodo proveniente do tanque pulmão e reator anaeróbio compartimentado (compartimento c).

O sistema ocupou a área de 305 m^2 , era composto por 8 estruturas, num total de 175 m^2 de área construída. Todas as estruturas foram construídas em alvenaria, onde foram aproveitadas as estruturas dos 2 tanques existentes, adaptando-as em compartimentos do RAC.

A construção do sistema levou 13 meses para ser concluída, tendo iniciado em 11/2004 e terminado em 12/2005. O custo total da obra foi de R\$ 52.225,00, gastos da seguinte maneira:

- R\$ 19.575,00 – Remoção de resíduos sólidos depositados no pátio da empresa, fora dele e de estruturas desativadas;
- R\$ 32.650,00 – Construção do sistema.

Como ponto de partida, foram retirados do local onde foi construído o sistema de tratamento, os resíduos depositados, num total de 225 toneladas. Resíduos plásticos passíveis de reciclagem foram comercializados com outras empresas e os demais resíduos foram destinados ao aterro sanitário Estre em Paulínia/SP (Figuras 41). O tanque construído a partir do muro de trás da empresa, para armazenamento dos resíduos da centrifugação, sedimentação e sobrenadante dos 2 tanques de sedimentação do efluente, conforme Figura 39, foi desativado. Sua estrutura e resíduos foram destinados também ao aterro.



Figura 41 Retirada de resíduos depositados no pátio da empresa

4.2.3 Estruturas do Sistema

As estruturas do sistema foram construídas de forma a que o efluente fosse encaminhado por gravidade, sem necessidade de bombeamento.

4.2.3.1 Tubos e Conexões

Em todo sistema foram utilizados tubos e conexões de PVC com diâmetro de 100 mm, 75 mm e 50 mm. A tubulação de entrada do sistema era de 100 mm. No tanque de sedimentação, entrada e saída da peneira estática, tanque pulmão, compartimentos do RAC e entrada dos leitos cultivados, era de 75 mm. A tubulação de saída do sistema era de 50 mm. A tubulação que encaminhava o lixiviado dos compartimentos do leito de secagem para o tanque pulmão era de 75 mm.

4.2.3.2 Vazão do Efluente

Inicialmente, para cálculo de cada parte do sistema foi determinada vazão do efluente. O efluente de lavagem dos plásticos apresentava por dia, considerando uma jornada diária de trabalho de 8 horas, em média a seguinte vazão, conforme a equação seguinte:

(4.1)

$$\text{Volume do efluente} = 10 \text{ m}^3 / \text{dia}$$

$$\text{Vazão (Q)} = \frac{10 \text{ m}^3 / \text{dia}}{8 \text{ horas trabalho} / \text{dia}}$$

$\text{Vazão (Q)} = 1,25 \text{ m}^3 / \text{h}$
--

Portanto, o sistema foi dimensionado utilizando-se a vazão de 1,25 m³ por hora. Durante a operação do sistema, a vazão média observada nos momentos de menor e maior pico de produção do efluente foram, respectivamente, 0,63 e 1,66 m³/h, porém o valor médio da vazão diária foi de 1,25 m³/h.

4.2.3.3 Tanque de Sedimentação

O tanque de sedimentação era a estrutura inicial do sistema de tratamento, onde o efluente entrava no sistema. Esta estrutura foi construída em alvenaria, de forma não enterrada e dividida em 3 compartimentos. Era destinado à remoção de resíduos grosseiros antes da peneira estática e principalmente daqueles relacionados a rótulos, etiquetas ou outros materiais semelhantes, aderidos à superfície dos plásticos. Tais resíduos provocavam constante obstrução da peneira estática, sendo impossibilitada sua operação sem haver antes este tanque.

Neste tanque era removida de forma manual a maior parte dos resíduos plásticos presentes no efluente, pois ficavam no sobrenadante. Ele servia portanto, para o tratamento preliminar do efluente antes da peneira estática.

A entrada do efluente era no nível do líquido e a saída a 15 cm abaixo do nível. As entradas e saídas nos 3 compartimentos, foram instaladas em lados opostos.

Os 2 primeiros compartimentos apresentam área maior que o último, para melhorar a eficiência da remoção dos resíduos.

A retirada do lodo deste tanque era através de equipamento de bombeamento, que era depositado no compartimento “a” do leito de secagem (Figura 40).

Este tanque apresentava as seguintes dimensões externas: 2,85m comprimento X 1,20m largura X 0,95m altura. O cálculo da área e volume total do tanque, foi determinado com base nas suas dimensões internas e na somatória da área e volume dos 3 compartimentos. Para altura foi considerado o nível do efluente. Os valores foram determinados conforme as seguintes equações:

Primeiro Compartimento

$$A_1 = 0,95 \text{ m comprimento} \times 0,80 \text{ m largura} = 0,76 \text{ m}^2 \quad (4.2)$$

$$V_1 = 0,95 \text{ comprimento} \times 0,80 \text{ largura} \times 0,70 \text{ altura} = 0,53 \text{ m}^3 \quad (4.3)$$

Segundo Compartimento

$$A_2 = 1,00 \text{ m comprimento} \times 0,80 \text{ m largura} = 0,80 \text{ m}^2 \quad (4.4)$$

$$V_2 = 1,00 \text{ comprimento} \times 0,80 \text{ largura} \times 0,70 \text{ altura} = 0,56 \text{ m}^3 \quad (4.5)$$

Terceiro Compartimento

$$A_3 = 0,60 \text{ m comprimento} \times 0,80 \text{ m largura} = 0,48 \text{ m}^2 \quad (4.6)$$

$$V_3 = 0,60 \text{ comprimento} \times 0,80 \text{ largura} \times 0,70 \text{ altura} = 0,34 \text{ m}^3 \quad (4.7)$$

$$A_{\text{total}} (A_1 + A_2 + A_3) = 2,04 \text{ m}^2 \quad (4.8)$$

$$V_{\text{total}} (V_1 + V_2 + V_3) = 1,43 \text{ m}^3 \quad (4.9)$$

O tempo de detenção hidráulico (TDH) foi calculado através da seguinte equação:

$$(4.10)$$

$$\text{TDH} = V/Q$$

$$\text{TDH} = \frac{1,43 \text{ m}^3}{1,25 \text{ m}^3 / \text{h}} = 1,14 \text{ h}$$

O tanque de sedimentação operou portanto com o TDH de 1,14 horas.

O esquema e a estrutura do tanque de sedimentação são mostrados nas Figuras 42 e 43.

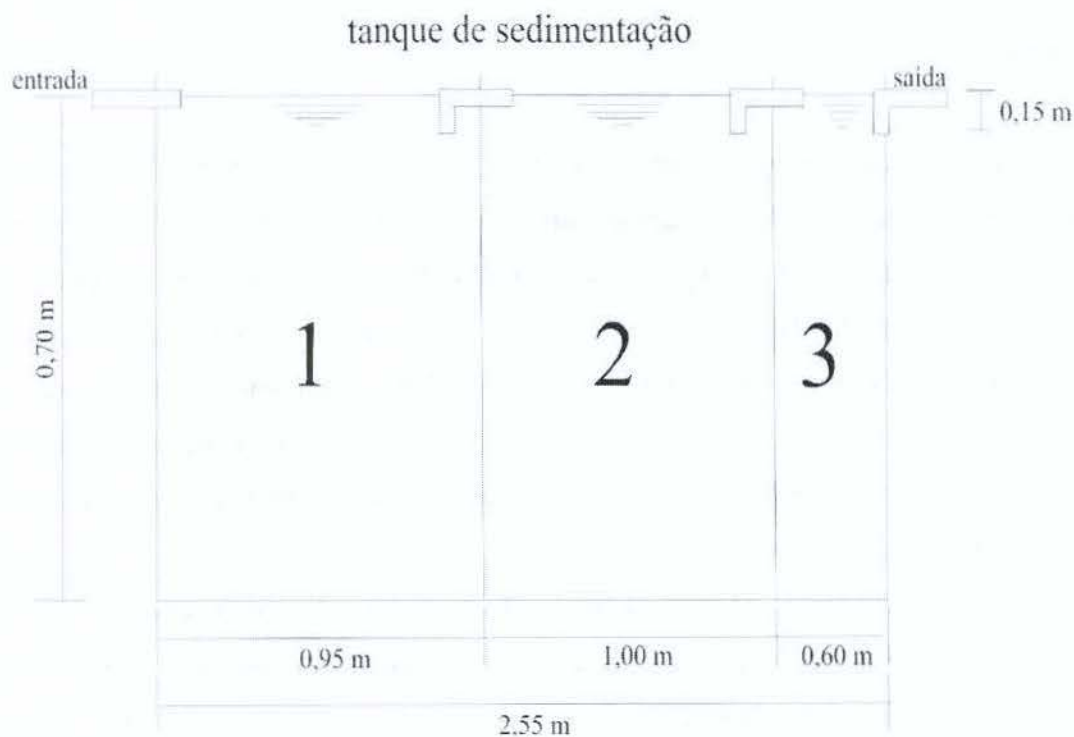


Figura 42 Esquema do Tanque de Sedimentação

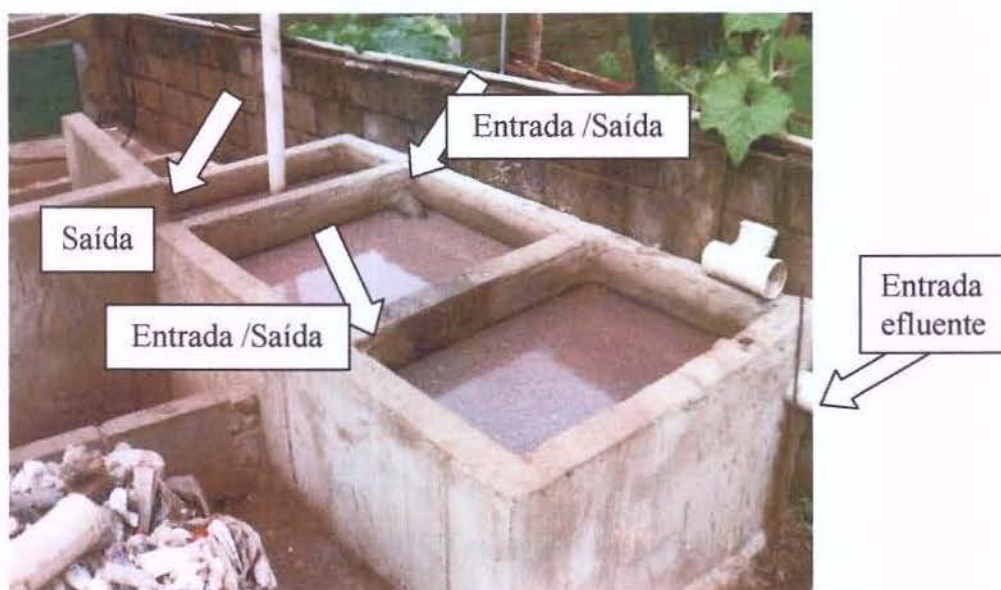


Figura 43 Tanque de sedimentação mostrando em detalhe: o ponto de entrada do efluente, as entradas e saídas dos compartimentos em lados opostos e a saída

4.2.3.4 Peneira Estática

A peneira estática era constituída de aço inox, media 0,90m comprimento X 0,60m largura, com malha de 1,5 mm. A estrutura de suporte da peneira foi construída em alvenaria, media 1,0m comprimento X 0,80m largura X 1,0m altura, disposta de forma não enterrada. O tanque de armazenamento do efluente antes de passar pela peneira estática, era constituído em alvenaria, media 0,60m comprimento X 0,40m largura X 0,30m altura, onde o efluente entrava pelo fundo e a saia pela parte de cima. No fundo da estrutura de suporte da peneira, havia um compartimento para captação do efluente peneirado, que era encaminhado por tubulação para o tanque pulmão (Figuras 48 e 49).

O tanque para armazenamento inicial dos resíduos retidos pela peneira estática também foi construído em alvenaria, porém de forma enterrada. O armazenamento final destes resíduos era o compartimento “b” do leito de secagem. As medidas externas deste tanque eram: 2,04m comprimento X 1,70m largura X 0,60m altura. Suas medidas internas eram: 1,64m comprimento X 1,30m largura X 0,60m altura, onde os cálculos para obtenção dos valores da área e volume utilizaram as seguintes equações:

$$A (\text{comprimento} \times \text{largura}) = 2,13 \text{ m}^2 \quad (4.11)$$

$$V (\text{comprimento} \times \text{largura} \times \text{altura}) = 1,28 \text{ m}^3 \quad (4.12)$$

A peneira estática destinava-se ao tratamento preliminar do efluente, retirando os resíduos grosseiros.

A estrutura onde a peneira estática estava instalada era composta pelas seguintes partes e da seguinte maneira:

- a) tubulação de entrada do efluente;
- b) compartimento para armazenamento do efluente antes de ser peneirado;
- c) tubo de PVC de 100 mm cortado ao meio, longitudinalmente, medindo 0,60 m comprimento X 0,05 m largura, disposto na parte superior da peneira;
- d) barra de plástico PVC, medindo 0,60 m comprimento X 0,10 m largura instalada na parte superior da peneira;
- e) peneira estática, com declividade de 60%;
- f) tela de metal com malha de 1 mm móvel sobre a peneira;
- g) barra para contenção dos resíduos disposta na parte inferior da peneira;
- h) compartimento para captação do efluente peneirado localizado em baixo da peneira;
- i) tubulação de saída do efluente;
- j) tanque para captação dos resíduos, antes de irem para o compartimento “b” do leito de secagem (Figura 40), disposto na frente da peneira.

Inicialmente foi instalada peneira estática com malha de 0,5 mm, porém não foi possível sua operação, pois foi observado que no efluente havia resíduos da moagem de rótulos dos plásticos, ou etiquetas, que impossibilitavam a adequada operação, provocando contínuos entupimentos.

Mesmo após troca da peneira para uma malha maior, 1,5 mm, o problema de entupimento permaneceu, não possibilitando a adequada operação da peneira. Foi construído então o tanque de sedimentação antes da peneira estática e feitas as seguintes adaptações nela:

- Colocação da parte “c” antes da peneira, para melhorar a distribuição do efluente na sua entrada;
- Colocação da parte “d” antes da peneira, para aumentar a altura da entrada do efluente na peneira, o que aumentou sua velocidade de escoamento e melhorou sua passagem;
- Colocação da parte “f”, para retirada de resíduos de rótulos dos plásticos moídos, ou outros que causavam obstrução da malha da peneira;

- Colocação da parte “g”, para evitar que o efluente escorresse sobre os resíduos retidos e entrasse no tanque de captação de resíduos, não seguindo o percurso desejado que era para o compartimento de captação do efluente peneirado.

Nas Figuras 44 a 47 mostram-se a estrutura da peneira estática, sua construção, sua operação após as adaptações feitas, assim como do tanque da peneira estática.

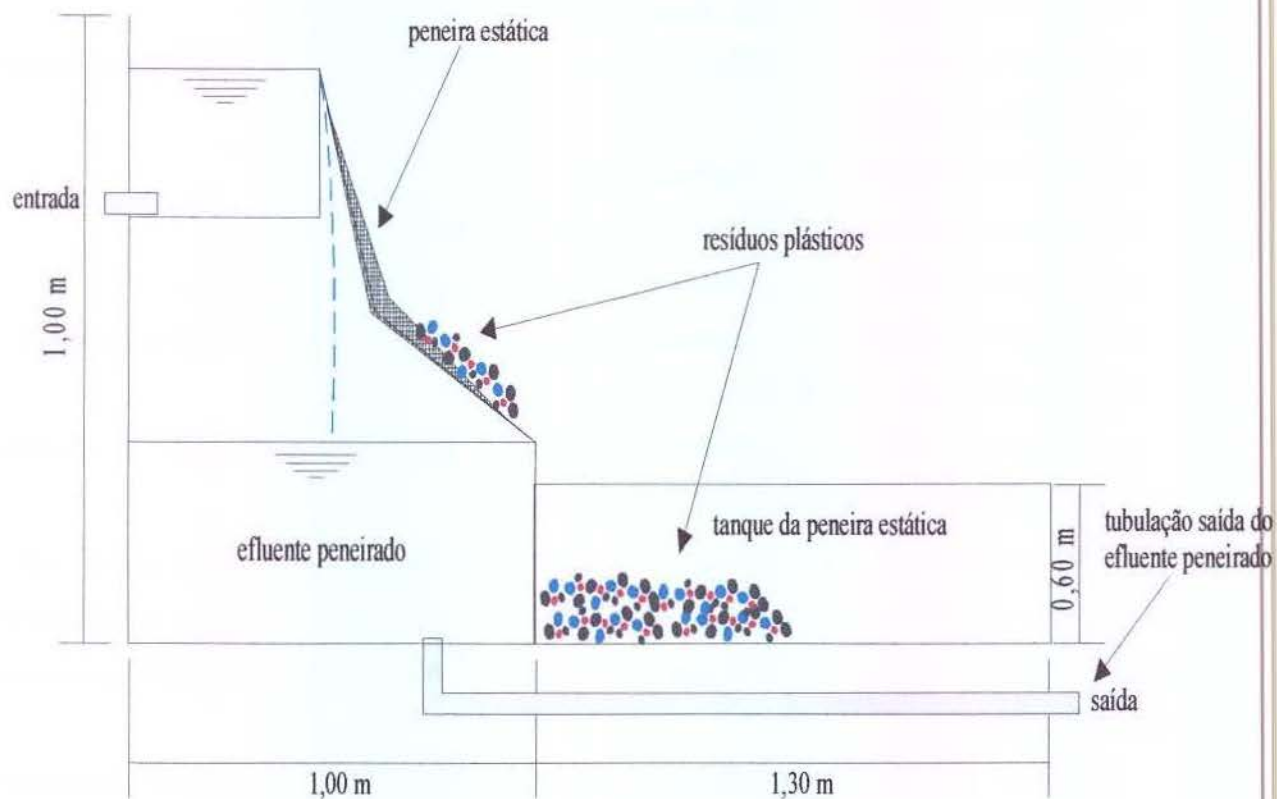


Figura 44 Esquema da Peneira Estática e Tanque da Peneira Estática



Figura 45 Estrutura de alvenaria da peneira estática (construção)



Figura 46 Peneira estática antes das adaptações

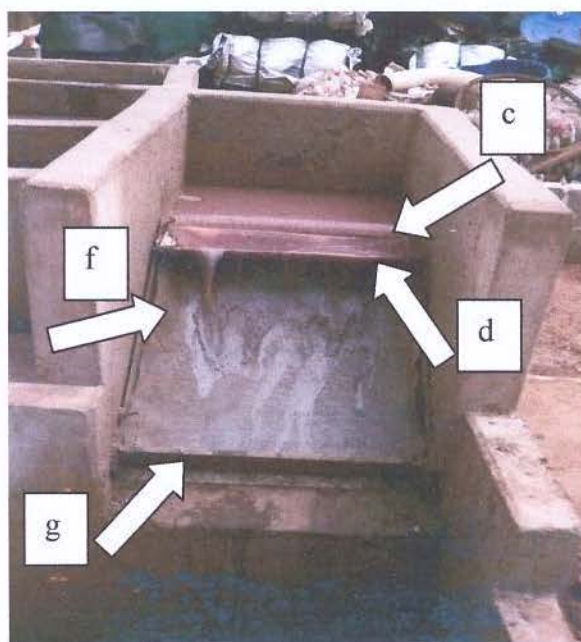


Figura 47 Peneira estática com adaptações em operação: em detalhe partes (c), (d), (f) e (g)

4.2.3.5 Tanque Equalizador ou Tanque Pulmão

O tanque equalizador ou tanque pulmão foi construído em alvenaria, de forma enterrada, impermeabilizado com massa asfáltica, em virtude do sistema estar próximo da linha férrea, estando susceptível a possíveis rachaduras.

Este tanque recebia o efluente proveniente da peneira estática e o lixiviado dos 3 compartimentos do leito de secagem. O efluente entrava pela parte de cima, na altura do nível do líquido e saía a 15 cm abaixo do nível, em paredes opostas.

É onde ocorria o tratamento primário do efluente. O lodo gerado era bombeado com equipamento próprio, para o compartimento “c” do leito de secagem (Figura 40), destinado para o lodo gerado no tanque equalizador e no reator anaeróbio compartimentado.

Foi adotado o tempo de detenção hidráulico de 8 horas para cálculo da área a ser construída. Seguem as especificações do tanque equalizador e as respectivas equações utilizadas nos cálculos:

(4.13)

$$TDH = 8 \text{ h}$$

$$Q = 1,25 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Volume (V)} = TDH. \times Q \rightarrow 8 \times 1,25 = 10 \text{ m}^3$$

$$\text{Volume (V)} = 10 \text{ m}^3 \text{ ou } 10.000 \text{ L (capacidade do tanque)}$$

As dimensões externas do tanque pulmão eram: 4,15m comprimento X 1,65m largura X 1,60m altura. As dimensões internas deste tanque eram as seguintes, onde para altura considerou-se o nível do efluente:

$$A = 3,75 \text{ m comprimento} \times 1,25 \text{ m largura} = 4,68 \text{ m}^2 \quad (4.14)$$

$$V = 3,75 \text{ m comprimento} \times 1,25 \text{ m largura} \times 1,20 \text{ m altura} = 5,62 \text{ m}^3 \quad (4.15)$$

$$TDH = V/Q \rightarrow 5,62/1,25 = 4,5 \text{ h} \quad (4.16)$$

Devido ao reduzido espaço disponível, não foi possível construir este tanque para a capacidade prevista, tendo portanto $5,62 \text{ m}^3$ de volume (44% menor que o previsto). O tanque equalizador ou pulmão portanto operou com o TDH de 4,5 horas.

Nas Figuras 48 e 49 mostram-se o esquema deste tanque e sua estrutura durante a construção.

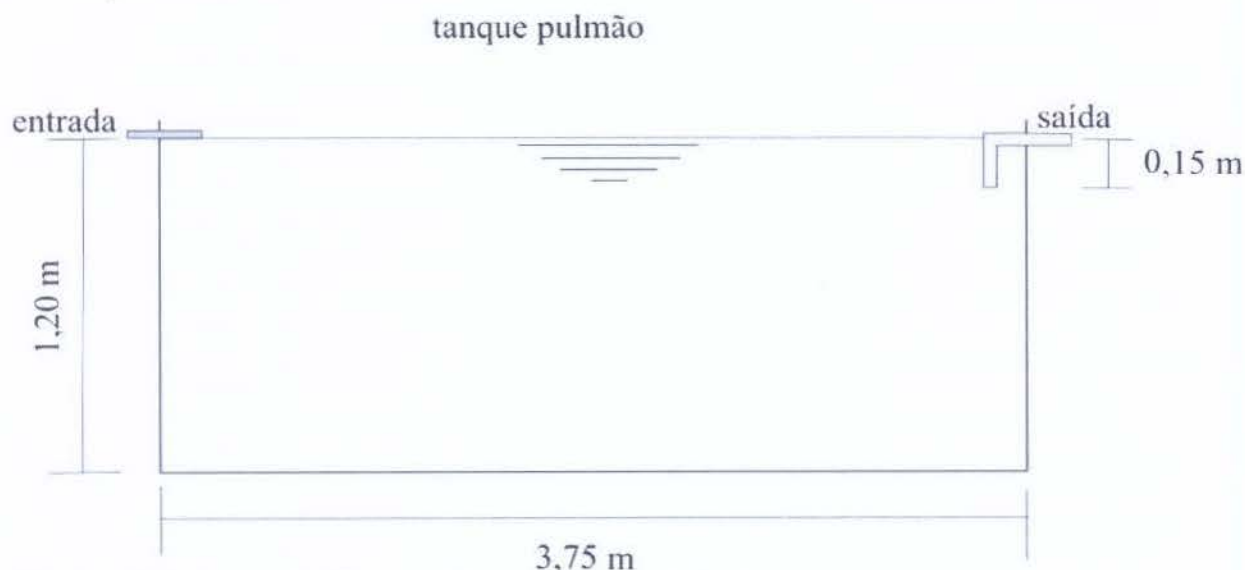


Figura 48 Esquema do Tanque Equalizador ou Pulmão



Figura 49 Construção do Tanque Equalizador ou Pulmão

4.2.3.6 Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)

O reator anaeróbio compartimentado (RAC) era composto por 6 compartimentos em série. Três deles foram construídos em alvenaria e os outros três, também de alvenaria, foram adaptados ao novo projeto a partir dos 2 tanques de sedimentação, existentes no sistema anterior em operação na indústria. Todos os compartimentos foram construídos de forma enterrada. Somente os 3 novos compartimentos foram impermeabilizados com massa asfáltica, pois os 3 compartimentos já existentes, construídos há 10 anos, não apresentavam vazamentos.

Este tanque recebia o efluente proveniente do tanque equalizador. O efluente entrava por tubulação pela parte de baixo, há 30 cm do fundo e saía por tubulação pela parte de cima, há 20 cm abaixo do nível. As tubulações de saída e de entrada eram dispostas em lados opostos nos compartimentos.

Os 2 primeiros compartimentos eram adaptações do primeiro tanque de sedimentação com chicanas existentes, apresentado na Figura 37. O primeiro compartimento foi adaptado de forma a apresentar o maior comprimento dentre os demais, pois conforme ZANELLA, 1999, uma câmara inicial de maior volume, promove ação natural de filtração do esgoto, reduzindo a perda de sólidos por arraste, devido às menores velocidades ascensionais de líquido e gás nesta câmara. Os 3 compartimentos seguintes foram construídos e o último compartimento foi adaptado do segundo tanque de sedimentação anteriormente existente, conforme Figura 38. O fundo dos compartimentos foi construído em forma de “U”. O ângulo de inclinação no primeiro compartimento era de 40°, do segundo compartimento ao quinto de 45° e no sexto compartimento de 35°.

Salienta-se que no início da operação do sistema, no período de 06/02 a 13/03/06, o RAC apresentava outra configuração, que após alterações no período de 13/03 a 23/03/06 obteve a configuração definitiva, anteriormente descrita.

A primeira configuração do RAC era a seguinte: 6 compartimentos, sendo os 2 primeiros, adaptações do primeiro tanque de sedimentação com chicanas existente, os 3 seguintes construídos em alvenaria e o último adaptado do segundo tanque de sedimentação existente. O fundo era plano. A entrada do efluente era por cima na altura do nível. A passagem do efluente nos 2 primeiros compartimentos era através de fendas de 0,25 m de largura nas paredes dos compartimentos, que não se fechavam completamente. A passagem do efluente do segundo para o terceiro compartimento, era através de tubulação de saída e entrada

do efluente na altura do nível. A entrada e saída do efluente no quarto e quinto compartimentos eram semelhantes às existentes nos 2 primeiros compartimentos (pois as paredes destes compartimentos também não eram totalmente fechadas). A passagem do efluente do quinto compartimento para o sexto era através de tubulação de saída e de entrada na altura do nível. A saída do sexto compartimento para o leito cultivado era na altura do nível.

As alterações na estrutura do RAC foram feitas para adquirir configuração mais adequada, conforme ZANELLA, 1999.

No RAC ocorria o tratamento secundário do efluente. O lodo gerado era bombeado, com equipamento próprio, para o compartimento “c” do leito de secagem, destinado ao lodo do tanque equalizador e do reator anaeróbio compartimentado.

Foi adotado o tempo de detenção hidráulico de 8 horas (próximo ao menor valor estudado por ZANELLA, 1999, de 10 h), para cálculo da área a ser construída, conforme a seguinte equação:

$$TDH (\delta) = 8 \text{ h} \quad (4.17)$$

$$Q = 1,25 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Volume (V)} = TDH. \times Q \rightarrow 8 \times 1,25 = 10 \text{ m}^3$$

$\text{Volume total necessário do reator} = 8 \times 1,25 = 10 \text{ m}^3 \rightarrow 10.000 \text{ L}$
--

As dimensões externas do RAC eram as seguintes: 10,20m comprimento X 2,30m largura X 1,60 a 2,0m altura. As dimensões internas do RAC antes das alterações, foram determinadas conforme as seguintes equações, onde para altura considerou-se o nível do efluente:

Primeiro compartimento

$$A_1 = 2,26 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} = 3,93 \text{ m}^2 \quad (4.18)$$

$$V_1 = 2,26 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} \times 1,30 \text{ m altura} = 5,11 \text{ m}^3 \quad (4.19)$$

Segundo compartimento

$$A_2 = 1,05 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} = 1,82 \text{ m}^2 \quad (4.20)$$

$$V_2 = 1,05 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} \times 1,30 \text{ m altura} = 2,37 \text{ m}^3 \quad (4.21)$$

Terceiro compartimento

$$A_3 = 0,92 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} = 1,60 \text{ m}^2 \quad (4.22)$$

$$V_3 = 0,92 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} \times 1,30 \text{ m altura} = 2,08 \text{ m}^3 \quad (4.23)$$

Quarto compartimento

$$A_4 = 1,37 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} = 2,38 \text{ m}^2 \quad (4.24)$$

$$V_4 = 1,37 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} \times 1,30 \text{ m altura} = 3,09 \text{ m}^3 \quad (4.25)$$

Quinto compartimento

$$A_5 = 1,00 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} = 1,74 \text{ m}^2 \quad (4.26)$$

$$V_5 = 1,00 \text{ m comprimento} \times 1,74 \text{ m largura} \times 1,30 \text{ m altura} = 2,26 \text{ m}^3 \quad (4.27)$$

Sexto compartimento

$$A_6 = 1,96 \text{ m comprimento} \times 1,93 \text{ m largura} = 3,78 \text{ m}^2 \quad (4.28)$$

$$V_6 = 1,96 \text{ m comprimento} \times 1,93 \text{ m largura} \times 1,70 \text{ m altura} = 6,43 \text{ m}^3 \quad (4.29)$$

$$A_{\text{total do RAC}} (A_1 + A_2 + A_3 + A_4 + A_5 + A_6) = 15,25 \text{ m}^2 \quad (4.30)$$

$$V_{\text{total do RAC}} (V_1 + V_2 + V_3 + V_4 + V_5 + V_6) = 21,34 \text{ m}^3 \quad (4.31)$$

$$\text{TDH} = V/Q \rightarrow 21,34/1,25 = 17 \text{ h} \quad (4.32)$$

Portanto, o RAC operou inicialmente com o TDH de 17 horas, mais que o dobro do previsto, pois procurou ser utilizada o máximo da área disponível, para atender futuro aumento da produção, previsto pela direção da empresa. Para os cálculos do TDH não foi considerado o volume do lodo.

Após 35 dias de operação do sistema, no período de 13/03 a 23/03/06, foram feitas alterações na estrutura no RAC, que foram as seguintes: a) fechamento completo dos 6 compartimentos b) alteração da forma do fundo, com alvenaria, de plana para forma de “U” c) posição das tubulações de entrada e saída do efluente. A área e volume dos 6 compartimentos do RAC, assim como sua área e volume totais, assim como TDH, conforme as equações seguintes, passaram a ser:

Primeiro compartimento

$$A_1 = 2,62 \text{ m}^2 \quad (4.33)$$

$$V_1 = 4,33 \text{ m}^3 \quad (4.34)$$

Segundo compartimento

$$A_2 = 1,13 \text{ m}^2 \quad (4.35)$$

$$V_2 = 2,1 \text{ m}^3 \quad (4.36)$$

Terceiro compartimento

$$A_3 = 0,91 \text{ m}^2 \quad (4.37)$$

$$V_3 = 1,81 \text{ m}^3 \quad (4.38)$$

Quarto compartimento

$$A_4 = 1,69 \text{ m}^2 \quad (4.39)$$

$$V_4 = 2,82 \text{ m}^3 \quad (4.40)$$

Quinto compartimento

$$A_5 = 1,05 \text{ m}^2 \quad (4.41)$$

$$V_5 = 1,99 \text{ m}^3 \quad (4.42)$$

Sexto compartimento

$$A_6 = 2,53 \text{ m}^2 \quad (4.43)$$

$$V_6 = 5,87 \text{ m}^3 \quad (4.44)$$

$$A_{\text{total}} \text{ do RAC } (A_1 + A_2 + A_3 + A_4 + A_5 + A_6) = 9,93 \text{ m}^2 \quad (4.45)$$

$$V_{\text{total}} \text{ do RAC } (V_1 + V_2 + V_3 + V_4 + V_5 + V_6) = 18,92 \text{ m}^3 \quad (4.46)$$

$$\text{TDH} = V/Q \rightarrow 18,92/1,25 = 15 \text{ h} \quad (4.47)$$

Após as alterações, foi observada redução na área total do RAC de 34,8% e no seu volume total de 11,3%. O TDH do RAC de 17 horas passou a ser de 15 horas, valor dentro da faixa descrita por ZANELLA, 1999; ZANELLA, 2003 e MAZZOLA, 2003. A Figura 50 mostra esquema da configuração final do RAC.

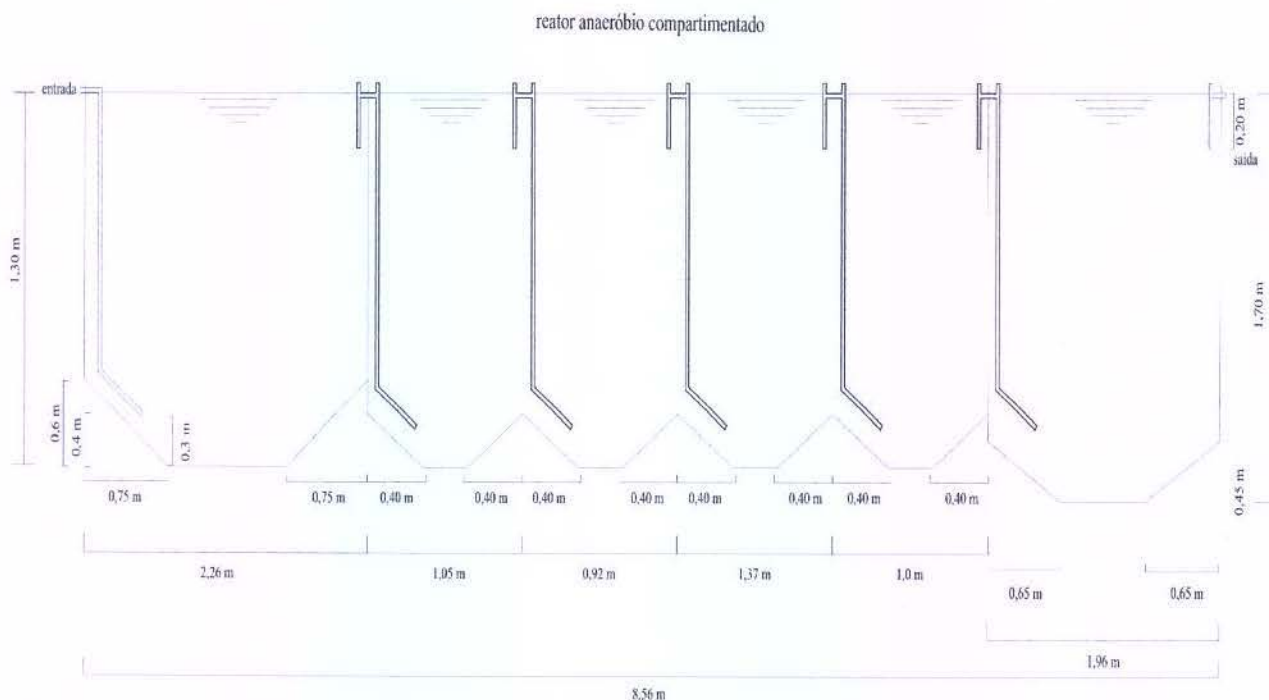


Figura 50 Esquema do Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)

Nas Figuras 51 a 54 mostram-se as estruturas construídas e adaptadas dos compartimentos do RAC.

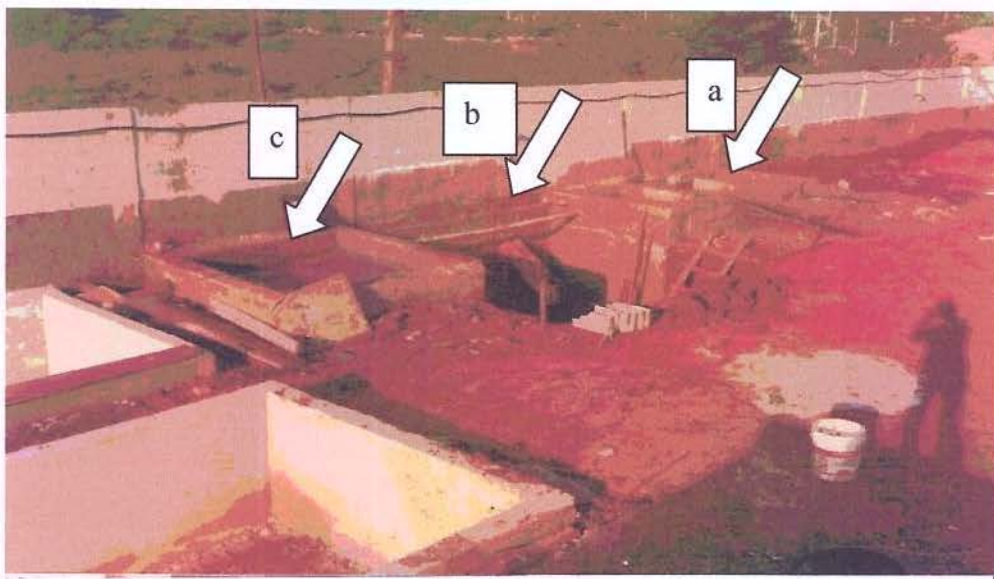


Figura 51 Construção do RAC onde a) adaptação do tanque de sedimentação com chicanas já existente b) construção de 3 novos compartimentos c) adaptação do tanque de sedimentação sem chicanas já existente



Figura 52 Tubulação de entrada em compartimento do RAC e detalhe do fundo em forma de “U”



Figura 53 Tubulação de saída e de entrada nos compartimentos do RAC



Figura 54 Conclusão da construção do RAC com 6 compartimentos mostrando em detalhe a tubulação de entrada e de saída do efluente em lados opostos nos compartimentos

4.2.3.7 Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial

Nos leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS) ou “wetland” ocorreu o tratamento terciário, de polimento ou pós-tratamento do efluente.

Os leitos cultivados foram construídos em alvenaria, enterrados, em número de 2, de forma paralela porém para operação em série. Possuíam as mesmas dimensões e foram impermeabilizados sucessivas vezes, com diferentes materiais, devido a vazamentos ocorridos pela vibração da linha férrea, localizada a cerca de 10 m do sistema. Os materiais utilizados durante a impermeabilização foram os seguintes:

- 3 Aplicações com SIKATOP 107;
- 2 Aplicações com VEDAPREN;
- 1 Aplicação com VIAPLUS 5000 ou massa asfáltica.

Após aplicação do último produto, ao ser efetuado o teste para vazamento, foi observado que não ocorreu mais vazamento nos dois leitos. Procedeu-se então o preenchimento dos mesmos com a brita. Em um dos leitos, porém, após este procedimento, novamente voltou a apresentar vazamento.

Não foram impermeabilizados os tanques com manta geossintética (geotêxtil), de PVC de 0,8 mm de espessura, devido ao seu alto custo e também devido à possibilidade de não suportar o meio suporte, que era composto com brita nº 2 em 80% (diâmetro médio de 4cm), com brita nº 3 em 20% (diâmetro médio de 6cm) e o volume do efluente na altura de 1 m, numa área de 29,88 m², mais a ação vibratória da linha férrea.

No leito com vazamento, foi observada persistência do problema após 7 dias de operação, onde recebia o efluente do RAC. Portanto, não houve colmatação nas superfícies onde ocorria vazamento, como uma das medidas possíveis para solução do problema.

Para solução definitiva, seria construída uma estrutura de alvenaria sobre a já existente, com impermeabilização de massa asfáltica.

A operação do sistema foi iniciada com o uso de apenas um dos leitos, ou seja, aquele que não apresentou vazamentos após impermeabilizações. O plantio da vegetação foi realizado somente neste leito.

Foi adotado o tempo de detenção hidráulico total (TDH) de 24 horas, para 2 leitos cultivados de dimensões iguais (12 h para cada leito), para cálculo da área a ser construída. Este TDH era muito semelhante ao valor estudado por SOUSA, 2003 (aproximadamente 25 h) e dentro da faixa estudada por MAZZOLA, 2003 e VALENTIM, 2003. Os valores da área e volume (considerando os vazios produzidos pela brita), foram determinados conforme as seguintes equações:

$$TDH = 24 \text{ h} \quad (4.48)$$

$$Q = 1,25 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Volume (V)} = T.D.H. \times Q \rightarrow 24 \times 1,25 = 30 \text{ m}^3 \text{ (onde cada leito deveria ter o volume de } 15 \text{ m}^3\text{)}.$$

Porém, devido ao preenchimento do leito com brita, foi considerado o índice de vazios no valor aproximado de 0,5 (o mesmo valor adotado por VALENTIM, 1999). Então, o cálculo do volume útil da cada leito, foi feito da seguinte forma:

(4.49)

Volume ($V_{\text{útil}}$) = T.D.H. x Q x índice de vazios da brita $\rightarrow 24 \times 1,25 \times 0,5 = 15 \text{ m}^3$ (ou seja, somente 50% do volume total dos leitos era considerado útil).

Portanto, para atender o TDH de 24 h, o volume total dos leitos deveria ser o dobro (60 m^3) e o de cada leito ser de 30 m^3 . Não foram consideradas perdas por evapotranspiração, infiltração ou ganho por precipitação (SOUSA, 2003).

As dimensões externas de cada leito foram as seguintes: 12,85m comprimento X 2,80m largura X 1,20m altura. As dimensões internas foram: 12,45m comprimento X 2,40m largura X 1,00m altura, onde foi considerado como altura o nível do efluente. A configuração dos leitos cultivados foi semelhante a de reator “plug-flow”, conforme descrito por VALENTIM, 2003. A área e volume de cada leito, foram calculados da seguinte forma, onde $A_1 = A_2$ e $V_1 = V_2$:

$$A_1 = 12,45 \text{ m comprimento} \times 2,40 \text{ m largura} = 29,88 \text{ m}^2 \quad (4.50)$$

$$V_1 = 12,45 \text{ m comprimento} \times 2,40 \text{ m largura} \times 1,00 \text{ m altura} = 29,88 \text{ m}^3 \quad (4.51)$$

$$A_{\text{total}} (2 \times A_1) = 29,88 \text{ m}^2 \times 2 (\text{leitos}) = 59,76 \text{ m}^2 \quad (4.52)$$

$$V_{\text{total}} (2 \times A_1) = 29,88 \text{ m}^3 \times 2 (\text{leitos}) = 59,76 \text{ m}^3 \quad (4.53)$$

(4.54)

$$V_{\text{útil}} (\text{cada leito}) = 29,88 \text{ m}^3 \times 0,5 (\text{índice de vazios da brita}) = 14,95 \text{ m}^3 (\text{cada leito tinha aproximadamente } 15 \text{ m}^3 \text{ de volume útil})$$

(4.55)

$$V_{\text{útil}} (\text{total}) = 59,76 \times 0,5 (\text{índice de vazios da brita}) = 29,88 \text{ m}^3 (\text{os 2 leitos tinham aproximadamente } 30 \text{ m}^3 \text{ de volume útil})$$

$$\text{TDH}_{(\text{cada leito})} = V/Q \rightarrow 15/1,25 = 12 \text{ h} \quad (4.56)$$

$$\text{TDH}_{(\text{total})} = V/Q \rightarrow 30/1,25 = 24 \text{ h} \quad (5.57)$$

Portanto, para cada um dos 2 leitos cultivados o TDH foi de 12 horas, num total de 24 horas. Como houve apenas o funcionamento de 1 dos leitos, o TDH do leito cultivado foi de 12 h.

O fluxo do efluente foi projetado para percorrer os leitos de forma linear e em série, entrando pela parte de cima do primeiro leito e saindo no lado oposto deste pela parte de baixo, sendo encaminhado por tubulação para o segundo leito cultivado, para entrar pela parte de cima e também sair pela parte de baixo. Deste, o efluente poderia ser recirculado pela empresa, utilizado para fins não nobres, como jardins ou ser lançado na tubulação municipal coletora de esgoto.

O esquema da estrutura de cada leito cultivado é mostrado na Figura 55.

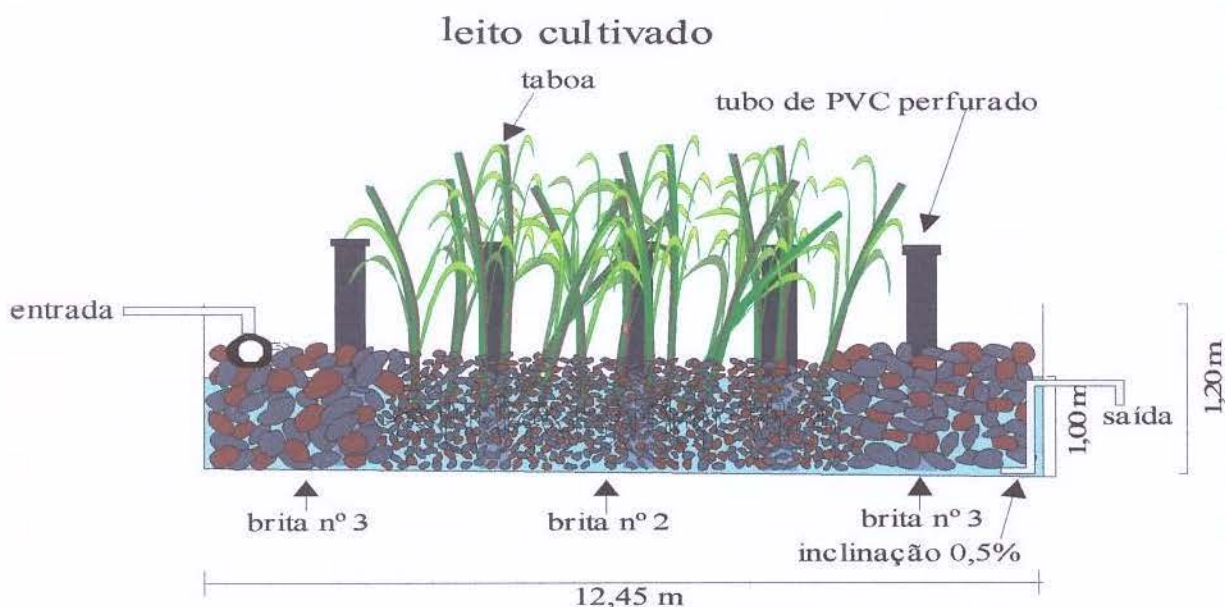


Figura 55 Esquema dos Leitos Cultivados

A estrutura dos leitos cultivados foi construída da seguinte maneira:

1) Disposição da brita nos leitos cultivados e nível do efluente

- na extremidade lateral de entrada do efluente, na porção de 10% da área, foi colocada a brita com granulometria nº 3;

- na parte média do leito, na porção de 80% da área, foi colocada a brita com granulometria nº 2;
- na extremidade lateral de saída do efluente, na porção de 10% da área, foi colocada a brita com granulometria nº 3; e,
- a brita ficou disposta no leito na altura de 1,15m e o nível do efluente era de 1m;

2) Disposição da tubulação dos leitos (entrada e saída do efluente, passagem para outro leito, coleta de amostras e recirculação)

- a entrada do efluente nos leitos cultivados era através de tubulação perfurada, com broca de maior diâmetro, cujos orifícios tinham diâmetro maior que 8mm, estes estavam dispostos em apenas um sentido ao redor do tubo, na superfície dos leitos, sobre a brita;
- na saída do primeiro leito havia tubulação perfurada, cujo diâmetro dos orifícios, era de 8mm, que encaminhava o efluente do fundo para a entrada no outro leito;
- foram instalados ao longo dos leitos, na parte lateral dos mesmos, intercalados a cada 2,60 m, tubos de PVC perfurados para coleta de amostras (amostradores verticais), num total de 5 em cada leito, medindo 1,40 m de altura e 50 mm de diâmetro, com tampa na parte superior, cujos orifícios foram feitos com furadeira, dispostos de forma intercalada e em dois sentidos ao redor do tubo, a cada 7 e 14 cm, medindo 8 mm de diâmetro, até a altura de 90 cm. Neste experimento, no entanto, as coletas foram feitas na entrada e saída do leito cultivado em operação;
- os tubos perfurados para coletas foram fixados no fundo dos leitos, no momento do preenchimento dos mesmos com a brita, onde sua posição foi ajustada com a própria brita; e,
- na saída do efluente do segundo leito cultivado, que era pelo fundo do tanque, havia tubulação para lançamento no coletor municipal de esgoto, porém neste ponto poderia ser instalada tubulação para recirculação do efluente tratado na indústria (para abastecer os tanques de lavagem) ou para fins não nobres;

3) Plantio da vegetação

- o plantio ocorreu apenas no leito cultivado que não apresentou problemas com vazamentos após as impermeabilizações (segundo leito cultivado), na data de 09/12/05;
- o plantio ocorreu no período da manhã, em época de chuvas favorável ao desenvolvimento das plantas;

- foram coletadas mudas de taboa (*Typha domingensis*), nas proximidades da empresa, localizadas a cerca de 5 m do muro dos fundos, arrancadas com enxada, tendo o cuidado de serem utilizadas plantas jovens, antes de florescerem, com rizoma desenvolvido, lavadas as raízes e rizomas, que foram cortados respeitando o comprimento de 10 a 15 cm, retiradas as plantas companheiras e cortada a parte aérea dos vegetais, a partir de 40cm do rizoma;
- as plantas coletadas permaneceram em vasilha com água até o momento do plantio, que foi imediatamente após a coleta;
- foram plantadas 36 mudas de taboa no momento do plantio (1 muda para cada 1,20m²), não foi acrescentado nutriente nem fertilizante no leito cultivado (conforme VALENTIM, 1999; oposto a SOUSA, 2003 e CECCONELLO, 2005);
- cada planta foi colocada em uma cova, com profundidade de 15 cm, a distância de 50cm uma das outras, dispostas em 12 fileiras. Cada fileira continha 3 plantas. Não foram plantadas mudas a 2 m das laterais do leito, para evitar crescimento de vegetação próximo à tubulação de entrada e saída do efluente;
- foi necessário repetir o plantio por 2 vezes. O segundo plantio ocorreu 17 dias após o primeiro (26/12/05), pois 50% das mudas morreram. O terceiro plantio ocorreu 14 dias depois do segundo plantio (09/01/06), pois 100% das mudas plantadas no segundo plantio morreram. O provável motivo das mudas do segundo plantio terem morrido, foi sua permanência em vasilha com água desde a data do primeiro plantio, pois foram armazenadas para possível necessidade de reposição. A partir do terceiro plantio, onde as plantas foram coletadas diretamente do local da coleta, não foi mais necessário reposição;
- inicialmente o leito cultivado foi abastecido com água do poço que abastece a empresa, até as mudas atingirem em média 1 m de altura e apresentarem brotação. Durante este período o nível da água foi mantido acima do normal, na altura de 1,15 m, ou seja, acima das raízes e na altura da brita, pois foi verificado que com a água no nível de 1 m (altura projetada) as plantas secavam;
- após 59 dias do primeiro plantio, em 06/02/06, iniciou-se o lançamento do efluente do RAC no leito cultivado com a vegetação, conforme as recomendações de SOUSA, 2003 (iniciar aplicação do efluente após 6 a 8 semanas após o plantio se um crescimento vigoroso for observado), onde o nível da água foi reduzido para o projetado (1 m), ficando na altura das raízes; e,

- observou-se que no terceiro dia após início do lançamento do efluente, as plantas começaram a ficar amareladas e secarem. O nível do efluente então foi aumentado ficando na altura da brita (1,15 m) ou um pouco acima, o que evitou a morte das mesmas. Este nível foi mantido durante todo período do experimento, para promover condições de desenvolvimento da taboa, em conformidade com as recomendações de CECCONELLO, 2005; SOUSA, 2003; VALENTIM, 2003 e VALENTIM, 1999; pois toda vez que o nível era reduzido para o valor projetado (1 m) as plantas amarelavam e secavam.

Nas Figuras 56 a 64 mostram-se a construção dos leitos cultivados, o preenchimento com brita, tubulações utilizadas, plantio da taboa e seu desenvolvimento.



Figura 56 Início da construção dos leitos



Figura 57 Impermeabilização dos leitos



Figura 58 Preenchimento dos leitos com brita



Figura 59 Separação entre brita nº 2 e 3 e colocação de tubulação perfurada para amostragens



Figura 60 Tubulações de PVC perfuradas utilizadas nos leitos cultivados



Figura 61 Tubulação de saída do primeiro leito cultivado e coletor público de esgoto



Figura 62 Plantio da taboa



Figura 63 Conclusão da construção e plantio no segundo leito cultivado (09/12/05)



Figura 64 Desenvolvimento da taboa após 227 dias do plantio (24/07/06)

4.2.3.7.1 Identificação Botânica da Taboa e Local de Coleta

Para identificação botânica da taboa, foram coletadas algumas plantas no mesmo local de coleta das mudas que foram plantadas no leito cultivado, pois conforme VALENTIM, 1999 e POTT e POTT, 2000, a taboa é uma planta invasora, que entre suas características ecológicas, apresenta a de dominar outras plantas aquáticas, devido à forte propagação vegetativa e alelopatia, formando conjuntos homogêneos, onde a coleta de alguns exemplares pode representar qualitativamente a espécie existente no local.

O local de coleta foi no município de Sumaré/SP, a cerca de 5 m do muro dos fundos da empresa onde o presente experimento foi realizado. As coordenadas geográficas do local foram determinadas através de aparelho GPS, marca GARMIN, modelo 12 MAP, cujos dados foram: S 22° 50' 12,9", WO 47° 15' 22,8", altitude 560 m.

As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Botânica do Instituto de Biologia/UNICAMP e identificadas pela Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo E. Amaral. A identificação da espécie foi feita com base na comparação dos caracteres observados nas plantas amostradas, com aqueles descritos na bibliografia adequada, principalmente os

tratamentos da família *Typhaceae* para a Flora brasiliensis e de outras Floras da América do Sul descritos por AMARAL e PANSARIN, 2006; MCVAUGH, 1993; REITZ, 1984, entre outros. A metodologia utilizada foi a usual em trabalhos taxiconômicos. As flores e partes da inflorescência foram analisadas com o auxílio de microscópio estereoscópico e os grãos de pólen com o auxílio de microscópio. A espécie de taboa coletada portanto, foi a *Typha domingensis* Person. O material testemunho, J.A. Gondim, nº 1, encontra-se depositado no Herbário UEC (Unidade Erbária de Campinas), sob nº 145014 (GONDIM, 2006). Na Figura 65 mostra-se o local de coleta da taboa.



Figura 65 Local de coleta da taboa (em detalhe a localização da empresa e da linha férrea)

4.2.3.8 Leito de Secagem

Foi construído 1 leito de secagem de alvenaria, dividido em 3 compartimentos, com preenchimento conforme especificação do Projeto de Norma Brasileira PNB-570 (ABNT, 1975). O compartimento “a” destinava-se ao lodo do tanque de sedimentação antes da peneira estática. O compartimento “b” para os resíduos provenientes do sobrenadante do tanque de sedimentação, peneira estática e sobrenadante do tanque pulmão, que basicamente eram constituídos de resíduos plásticos. O compartimento “c” para o lodo do tanque pulmão e RAC (Figura 40).

O preenchimento dos 3 compartimentos do leito de secagem foi igual e era composto pelos seguintes materiais, de baixo para cima: brita nº 2 (diâmetro médio de 4cm), brita nº 1 (diâmetro médio de 2cm), pedrisco (diâmetro médio de 1cm), areia grossa (diâmetro médio de 0,2 cm), 1 camada de tijolos não rejuntados, conforme esquema mostrado na Figura 66.

Este leito era destinado à redução do volume de água dos resíduos nele dispostos. Esta redução ocorria ao ar livre pela ação do sol. Não foi instalada cobertura.

O lixiviado dos 3 compartimentos do leito de secagem era coletado em tubulação e encaminhado por gravidade para ser tratado, entrando no tanque pulmão.

Conforme o valor dos sólidos sedimentáveis do efluente, obtidos nas análises preliminares, conforme Quadro 9, para dimensionamento do leito de secagem, foram feitos cálculos conforme as seguintes equações:

(4.58)

- Produção de sólidos sedimentáveis em 1 hora = 0,17 L
- Volume diário de efluente tratado = 10.000 L/dia, então:
- Produção diária de sólidos sedimentáveis = 0,17 L X 10.000 L/dia = 1700 L ou 1,7 m³/dia
- Para um tempo de detenção estimado de 15 dias (equivalente a 11 dias de trabalho) a produção de sólidos sedimentáveis esperada era = 1,7 m³/dia X 11 = 18,70 m³/quinzena.

Portanto, o leito de secagem deveria apresentar o volume mínimo de 20 m³, obtido através da somatória dos volumes dos 3 compartimentos, para um tempo de detenção de 15 dias.

As dimensões externas do leito de secagem eram as seguintes: 12,45m comprimento X 4,30m largura X 1,0m altura. As dimensões internas dos 3 compartimentos do leito de secagem (área e volume), foram determinadas conforme as equações seguintes, considerando a altura disponível para o lodo de 0,50m:

Compartimento a

$$A_a = 5,00 \text{ m comprimento} \times 3,90 \text{ m largura} = 19,50 \text{ m}^2 \quad (4.59)$$

$$V_a = 5,00 \text{ m comprimento} \times 3,90 \text{ m largura} \times 0,50 \text{ m altura} = 9,75 \text{ m}^3 \quad (4.60)$$

Compartimento b

$$A_b = 3,24 \text{ m comprimento} \times 3,90 \text{ m largura} = 12,63 \text{ m}^2 \quad (4.61)$$

$$V_b = 3,24 \text{ m comprimento} \times 3,90 \text{ m largura} \times 0,50 \text{ m altura} = 6,31 \text{ m}^3 \quad (4.62)$$

Compartimento c

$$A_c = 3,40 \text{ m comprimento} \times 3,90 \text{ m largura} = 13,26 \text{ m}^2 \quad (4.63)$$

$$V_c = 3,40 \text{ m comprimento} \times 3,90 \text{ m largura} \times 0,50 \text{ m altura} = 6,63 \text{ m}^3 \quad (4.64)$$

$$A_{\text{total}} (A_a + A_b + A_c) = 45,39 \text{ m}^2 \quad (4.65)$$

$$V_{\text{total}} (V_a + V_b + V_c) = 22,69 \text{ m}^3 \quad (4.66)$$

A estrutura dos 3 comprimentos do leito de secagem era a mesma conforme esquema mostrado na Figura 66.

Nas Figuras 67 a 69 mostram-se a construção e funcionamento dos compartimentos do leito de secagem.

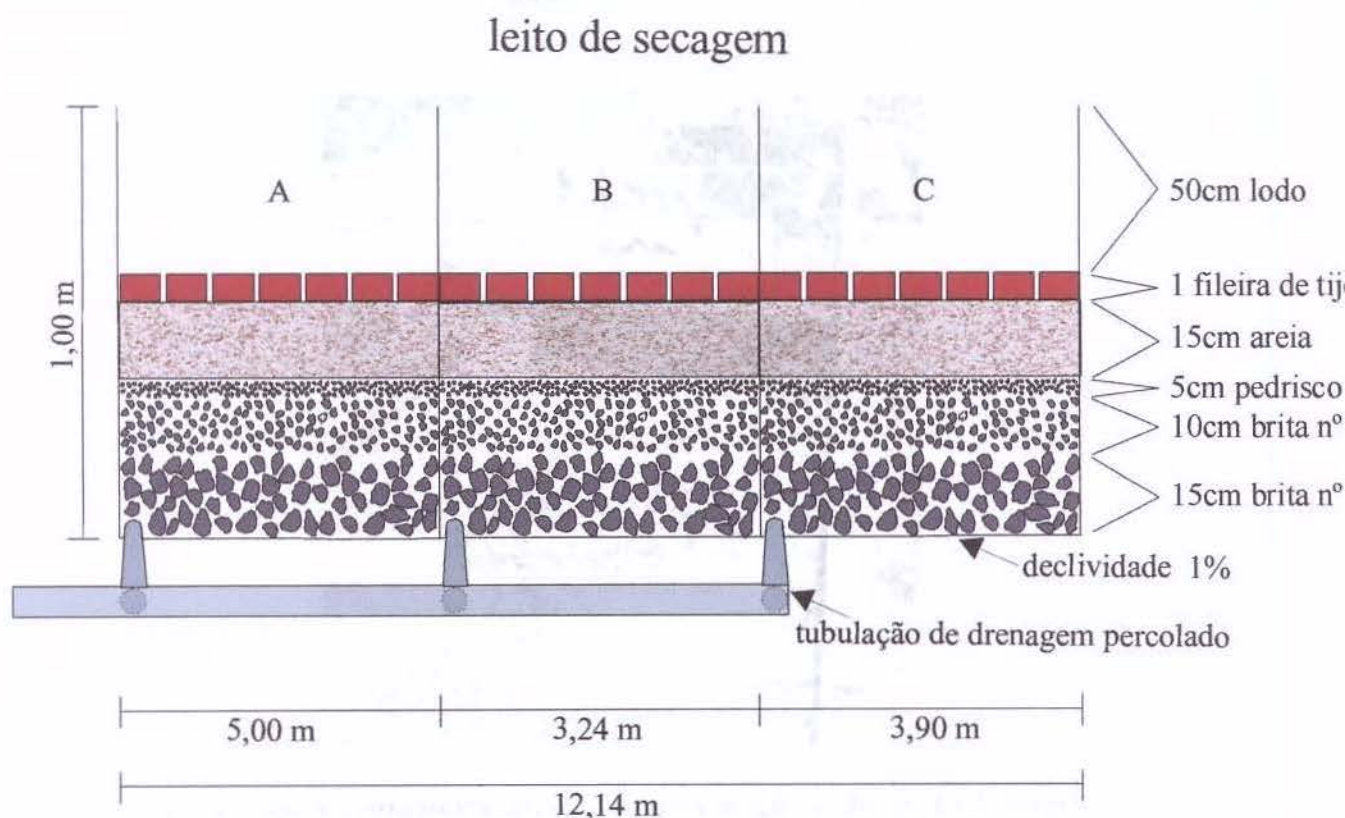


Figura 66 Esquema do Leito de Secagem



Figura 67 Início da construção do leito de secagem



Figura 68 Preenchimento do leito de secagem



Figura 69 Leito de secagem com os 3 compartimentos em operação:
1) compartimento a 2) compartimento b 3) compartimento c

4.2.4 Escolha dos Parâmetros e dos Pontos de Coleta

Foram escolhidos parâmetros para caracterização do efluente, assim como para avaliação da eficiência quanto à remoção efetuada pelo sistema de tratamento implantado. A escolha dos parâmetros analisados teve como base as seguintes considerações:

- parâmetros analisados por REMEDIO, 1999 (Quadro 3) e sugeridos para trabalhos futuros;
- principais parâmetros de importância nos efluentes industriais em função do ramo plásticos, apresentados no Quadro 5;
- parâmetros avaliados para determinação das características químicas e microrganismos dos esgotos domésticos brutos, conforme Quadro 4;
- parâmetros apresentados por legislação para lançamento de efluentes descritos nos Quadros 6 e 7;
- metais pesados apresentados no Quadro 8;
- parâmetros analisados na caracterização preliminar do efluente, apresentados no Quadro 9;
- disponibilidade do Laboratório de Saneamento da FEAGRI/UNICAMP; e,
- disponibilidade do Laboratório da Divisão de Controle Sanitário e Ambiental - RGOC da SABESP/Franca.

Os pontos escolhidos para coleta das amostras, foram os seguintes:

- entrada do efluente no sistema (entrada no tanque de sedimentação): ponto 1
- entrada do efluente no RAC: ponto 2
- entrada do efluente no leito cultivado (segundo leito): ponto 3
- lançamento final (saída do segundo leito cultivado): ponto 4

Nos leitos cultivados não foram coletadas amostras nos tubos perfurados de PVC (amostradores) para este fim, pois eles serviriam para coletas em futuros estudos.

4.2.4.1 Parâmetros Analisados e Metodologias

Foram analisados 31 parâmetros. As análises de metais pesados foram realizadas no Laboratório da Divisão de Controle Sanitário e Ambiental - RGOC da SABESP/Franca. As medidas de temperatura e a determinação do desenvolvimento da taboa, foram realizadas no local do experimento, ou seja, na indústria. As demais análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da FEAGRI/UNICAMP. As análises de caracterização preliminar foram realizadas no Laboratório de Saneamento da FEC/UNICAMP.

Na determinação dos metais pesados cobre, zinco, cádmio, chumbo e cromo, foi utilizado o método de Espectrofotometria de Absorbância Atômica por Aspiração Direta e para o arsênio, selênio, antimônio e mercúrio, foi utilizado o método de Espectrofotometria de Absorbância Atômica por Gerador de Hidretos, descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21ª edição (APHA, 2005).

O desenvolvimento e crescimento da taboa foram determinados através de contagem, medição direta das plantas e observações visuais no leito cultivado onde foram plantadas.

Os demais parâmetros foram analisados conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20ª edição (APHA, 1998), Procedimentos de Análises Físico-Químicas e Exames Microbiológicos para Águas de Abastecimento e Residuárias FEC/UNICAMP (NOUR, 1996a) e Apostila de Laboratório: Disciplina ST 405 – química sanitária e laboratório de saneamento II. CESET/UNICAMP (MEDEIROS *et al*, 2002).

As amostragens para análises de coliformes totais e fecais e de metais pesados foram feitas nos pontos 1 e 4, ou seja, na entrada do efluente e no seu lançamento. Para todos os demais parâmetros analisados, as amostragens foram feitas nos 4 pontos de coleta, descritos no item 4.2.4.

As análises de desenvolvimento e crescimento da taboa foram as primeiras a iniciarem, começando em 26/12/05 (17 dias após o plantio) e foram realizadas a cada 14 dias. As análises de pH, temperatura, toda série de sólidos, DQO e metais pesados, iniciaram-se a partir de 17/04/06 (70 dias após início de funcionamento do sistema em 06/02/06), sendo realizadas a cada 7 dias, exceto os metais pesados que foram analisados a cada 2 meses, nas datas de 17/04, 19/06 e 11/08/06. As análises de turbidez, compostos de nitrogênio e de fósforo, iniciaram-se a partir de 29/05/06 (112 dias após início da operação do sistema), sendo

realizadas a cada 7 dias. As análises de coliformes totais e fecais foram iniciadas em 03/07/06 (147 dias após início da operação do sistema), sendo realizadas a cada 7 dias.

No Quadro 11 apresenta-se a planilha dos parâmetros analisados, descrevendo sobre pontos de coleta, intervalo, período, local de realização e método utilizado.

Quadro 11 Planilha dos Parâmetros Analisados

PARÂMETRO	PONTO DE COLETA	INTERVALO	PERÍODO	LOCAL DA ANÁLISE	MÉTODO
1. pH	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
2. Turbidez (NTU)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	29/05 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
3. Temperatura (°C)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	Local do Experimento	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
4. Sólidos Totais (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
5. Sólidos Totais Fixos (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
6. Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
7. Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
8. Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
9. Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
10. Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
11. Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
12. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
13. Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
14. DQO (mg/L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	17/04 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a; HACH, 1996)
15. Coliformes Totais (NMP/100 ml)	P ₁ e P ₄	Semanal	03/07 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)
16. Coliforme Fecais (NMP/100 ml)	P ₁ e P ₄	Semanal	03/07 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; NOUR, 1996a)

Continuação ...

Quadro 11 Planilha dos Parâmetros Analisados (Conclusão)

PARÂMETRO	PONTO DE COLETA	INTERVALO	PERÍODO	LOCAL DA ANÁLISE	MÉTODO
17. Nitrato (mg NO ₃ /L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	29/05 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; MEDEIROS <i>et al</i> , 2002; HACH, 1996)
18. Amônia (mg NH ₃ /L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	29/05 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; MEDEIROS <i>et al</i> , 2002; HACH, 1996)
19. Fósforo (mg P _t /L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	29/05 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; MEDEIROS <i>et al</i> , 2002; HACH, 1996)
20. Fosfato (mg PO ₄ /L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	29/05 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; MEDEIROS <i>et al</i> , 2002; HACH, 1996)
21. Ortofosfato (mg P ₂ O ₅ /L)	P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄	Semanal	29/05 a 07/08/06	FEAGRI	(APHA, 1998; MEDEIROS <i>et al</i> , 2002; HACH, 1996)
22. Arsênio (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
23. Cádmio (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
24. Chumbo (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
25. Cobre (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
26. Cromo Total (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
27. Mercúrio (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
28. Selênio (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
29. Zinco (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
30. Antimônio (mg/L)	P ₁ e P ₄	Cada 2 meses	17/04 a 11/08/06	SABESP Franca	(APHA, 2005)
31. Desenvolvimento e Crescimento da Taboa	Leito Cultivado	Cada 14 dias	26/12/05 a 07/08/06	Local do Experimento	Observação e medição direta das plantas amostradas

O valor da remoção para cada parâmetro, para avaliação da eficiência do sistema de tratamento implantado, foi determinado através da seguinte equação:

(4.67)

Equação da Remoção:

$$\% \text{ Removida} = \frac{(\text{valor da entrada} - \text{valor da saída}) \times 100}{\text{valor da entrada}}$$

4.2.4.1.1 Equipamentos e Principais Materiais Utilizados

- pHmetro ou potenciômetro de bancada, marca DIGIMED, modelo DM 20;
- Espectrofotômetro, marca HACH, modelo DR/2010;
- Termômetro com escala de -30 a 50 °C;
- Banho-maria, marca Nova Ética;
- Estufa de secagem, marca Fanem, modelo Orion 515;
- Mufla, marca Fornitec;
- Cone Imhoff com capacidade para 1 L;
- Reator para DQO, marca HACH;
- Cartela Quanti-Tray e seladora Quanti-sealer;
- Lâmpada de luz UV;
- Estufa bacteriológica, marca Fanem, modelo Orion 502;
- Reagente NitraVer5 (HACH);
- Reagente PhosVer3 (HACH);
- Espectrofotômetro de absorção atômica, marca Varian, modelo SpectrAA 55B; e,
- Trena com capacidade de 5m.

4.2.4.1.2 Metodologia para Determinação do Desenvolvimento e Crescimento da Taboa

O desenvolvimento e crescimento das mudas da taboa plantada e dos seus brotos no leito cultivado, foram determinados através de análise visual da vegetação e medições diretas das plantas. As medidas foram tiradas a partir do início do caule até a extremidade mais longa das partes aéreas.

A amostragem foi composta por 5 plantas em cada amostra, durante todo experimento. Os critérios para escolha inicial destas 5 plantas (A_1 , A_2 , A_3 , A_4 , A_5), conforme apresentado na Tabela 38, foram os seguintes: pertencerem ao primeiro plantio; apresentarem pelo menos 1 broto (afilho); estarem localizadas em 5 pontos diferentes do leito para melhor representatividade (nas laterais, ao meio, próximo da entrada e do lançamento do efluente), onde estavam localizadas sucessivamente a partir da entrada (A_1 era a mais próxima da entrada e A_5 era a mais próxima do lançamento). As 5 mudas representavam 14% do total inicialmente plantado de 36 mudas.

As primeiras medidas foram feitas a partir dos brotos destas mudas plantadas, até ser observado que o valor da altura permanecia constante, que foi determinado como máximo crescimento do vegetal, quando se deu por encerrado a retirada de medidas desta planta.

A partir desta data, outro broto da mesma touceira da planta escolhida inicialmente para compor a amostragem, aleatoriamente, de altura inferior àquela anteriormente medida, era escolhido para iniciar um novo período de medições do crescimento.

Foi adotada esta metodologia para ser determinado o crescimento da taboa, em virtude de não ter sido encontrada na literatura consultada, metodologia específica para este procedimento.

Foram consideradas as informações de manejo e operação de leitos cultivados com taboa (*Typha sp.*), descritas por CECCONELLO, 2005; VALENTIM, 2003 e VALENTIM, 1999 e para (*Typha domingensis*), conforme SOUSA, 2003.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Construção, Monitoramento e Operação do Sistema

Foram construídas no período de 13 meses, de 11/2004 a 12/2005, as 8 estruturas do sistema de tratamento do efluente, ocupando uma área de 305 m², num total de 175 m² de área construída, porém, até 03/2006 algumas alterações foram realizadas. Todas as estruturas foram construídas em alvenaria, onde foram aproveitadas as estruturas dos 2 tanques de sedimentação existentes, adaptando-as em compartimentos do RAC.

O sistema foi monitorado durante 8 meses, a partir do plantio da taboa em 09/12/2005 até 11/08/2006, num total de 245 dias. Foi operado durante 6 meses, a partir do funcionamento de todos os compartimentos (exceto um dos leitos cultivados cujos vazamentos não foram solucionados), no período de 06/02/06 até 11/08/2006, num total de 186 dias. O TDH total do sistema foi de 32,64 h, onde no RAC foi de 15 h e no leito cultivado de 12 h.

A interrupção completa do experimento ocorreu a partir da data de 11/08/06, em virtude de, por força maior, a indústria encerrar completamente suas atividades, devido a problemas conjunturais que exigiram grandes investimentos, que não foram possíveis de serem atendidos, conforme apresentado pela direção da empresa.

Não foi possível fazer a recirculação do efluente tratado, que estava prevista para ser feita até final de 08/2006, assim como não foram feitos os reparos na estrutura do leito cultivado com vazamentos. Portanto, durante todo período o sistema operou com apenas 1 leito cultivado.

O monitoramento foi iniciado a partir da data de 09/12/2005, com a operação parcial do sistema, onde havia o funcionamento da peneira estática, tanque pulmão, leito de secagem e plantio da taboa em um dos leitos cultivados. Os 2 primeiros e último compartimento do RAC (adaptações dos 2 tanques de sedimentação existentes) operaram durante o período de construção do sistema.

A peneira estática com malha de 0,5 mm precisou ser trocada por outra de malha maior, de 1,5 mm, pelo motivo descrito no item 4.2.3.4, a qual reiniciou funcionamento em 05/01/2006. Foi observada necessidade de construção do tanque de sedimentação antes da peneira estática, em virtude da quantidade de resíduos de rótulos e outros resíduos no efluente, que aderiam na peneira e a entupiam constantemente.

A tela (adaptação sobre a peneira estática para não entupir) era colocada toda vez que era produzido efluente com resíduos de rótulos ou outros semelhantes, pois o teor destes resíduos no efluente dependia do lote de material que estava sendo lavado.

O sistema de tratamento começou a operar de forma completa (exceto 1 dos leitos cultivados pelo motivo já descrito), a partir de 06/02/06, 59 dias após plantio da taboa. Previamente em 01/02/06 foi retirado todo lodo do tanque equalizador ou pulmão e dos 3 compartimentos do RAC que estavam em operação com equipamento próprio de bombeamento e colocado no compartimento “c” do leito de secagem (Figura 69).

Duas vezes por semana era retirado o lodo do tanque de sedimentação e depositado no compartimento “a” do leito de secagem (Figura 69). O lodo era retirado quando atingia a altura de 0,20 m no primeiro compartimento.

Em média, a cada 2 horas eram retirados manualmente os resíduos plásticos da parte superior do tanque de sedimentação, da peneira estática e 1 vez ao dia da parte superior do tanque pulmão, dependendo do material que estava sendo lavado. Em média, diariamente eram retirados do efluente 23 kg (peso bruto após secagem durante 48 horas ao ar livre) de resíduos plásticos, que após este período de secagem, estavam aptos a retornarem ao processo produtivo. Mensalmente cerca de 500 kg (0,5 tonelada) de plásticos eram retirados do efluente e poderiam retornar para a produção. O processo de secagem era prejudicado quando chovia, pois o leito de secagem não foi coberto.

Os resíduos plásticos após secagem eram peneirados em peneira com malha de 3 mm. Os retidos na peneira retornavam ao tanque de lavagem para somados ao material que estava sendo lavado seguir o processo produtivo. Aqueles resíduos mais finos, que passavam pela peneira, eram introduzidos na produção, na proporção de 5%.

A profundidade do RAC (1,30 m em 5 compartimentos e 1,70 m em 1 compartimento), foi semelhante à do reator compartimentado estudado por ZANELLA, 1999 e SILVA, 2001 *apud* ZANELLA, 2003, que foi de 1,30 m. O TDH deste reator (15 h) ficou dentro da faixa recomendada por CAMPOS, 1999 *apud* ZANELLA, 2003 que era de 12 a 24 h. A configuração do RAC no presente experimento (Figura 50), foi semelhante ao perfil do RAC estudado por ZANELLA, 1999 (Figura 20), porém diferindo em especial por não ter câmara aeróbia e apresentar número maior de câmaras (6 compartimentos).

O RAC apresentou volume total ($18,92 \text{ m}^3$) superior ao reator estudado por POVINELLI, 1994 e NOUR, 1996 *apud* ZANELLA, 2003 (11 m^3) e também operou sem uso de inóculo para partida, conforme a citação anterior. Portanto, como a partida do reator citado por ZANELLA, 2003, se deu após 200 dias de operação, valores maiores de remoções poderiam ser observados para um período maior de análises.

Para serem feitas alterações na estrutura do RAC, foi interrompido o funcionamento do sistema após 35 dias de operação, de 13/03/06 até 23/03/06. Em 13/03 foi retirado todo lodo do tanque pulmão e do RAC e em 24/03 foi reiniciada a operação do sistema.

Salienta-se que o tanque de sedimentação antes da peneira estática, o tanque pulmão e o RAC não dispunham de local para retirada de amostras para ser determinada a altura do lodo sedimentado, para os descartes quando necessários, o que pode ter acarretado erros nos cálculos do volume de lodo bruto produzido e descartado. O volume de lodo sedimentado nestas estruturas, foi determinado com base no valor da altura do lodo a partir da base do tanque, marcada com trena.

No período de operação de 06/02/06 a 11/08/06 foi retirado aproximadamente $6,08 \text{ m}^3$ de lodo bruto do tanque pulmão e $1,66 \text{ m}^3$ do RAC, num total de $7,74 \text{ m}^3$.

Observou-se que o volume de lodo sedimentado no tanque pulmão, em diferentes períodos de operação do sistema: 35 dias (06/02 a 13/03), 88 dias (24/03 a 19/06) e 28 dias (20/06 a 17/07), foi semelhante. Isto indica que a produção de lodo depende, entre outros fatores, do teor de sujidades presente nos resíduos plásticos lavados e que a periodicidade do descarte pode ser diferente.

A produção de lodo sedimentado no RAC foi reduzida em todos os períodos, conforme descrito por ZANELLA, 1999, onde após reinício da operação do sistema não foi feito descarte do lodo, para promover aumento da biomassa no reator. Portanto não foi determinada a periodicidade de descarte do lodo do RAC.

Após a data de 17/07/06 não foram realizados descartes nem acompanhamento do lodo sedimentado no tanque pulmão e RAC. Devido ao encerramento das atividades da empresa, não foi possível caracterizar o lodo produzido pelo sistema.

O acompanhamento da produção de lodo sedimentado no tanque pulmão e no RAC, assim como dos descartes, está descrito no Quadro 12.

Quadro 12 Acompanhamento da produção e do descarte de lodo sedimentado no tanque pulmão e RAC no período de 06/02 a 11/08/2006

Data	Dias de operação do sistema e período	Altura do lodo (Tanque Pulmão)	Altura do lodo (RAC)	Volume descartado (lodo bruto)	Observações
13/03	- 35 dias (06/02 a 13/03).	0,84m (70% da altura do tanque)	- 0,23m; 0,20m; 0,10m; 0,07m; 0,05m; sem lodo (respectivamente do 1º ao 6º compartimentos). - A maior altura representava 17,6% da altura do compartimento.	- Total: 5,59 m ³ - 3,93m ³ do tanque pulmão e 1,66m ³ do RAC.	- O primeiro compartimento do RAC foi o que apresentou maior volume de lodo; - A coloração do lodo variava de marrom-acinzentada a marrom-avermelhada.
19/06	- 133 dias (24/03 a 19/06) - 88 dias do reinício da operação do sistema e do primeiro descarte.	0,80m (66,6% da altura do tanque)	- 0,20m; sem lodo (respectivamente do 1º e 6º compartimentos); - A maior altura representava 15,3% da altura do compartimento.	- Cerca de 0,75m ³ (20% do total) apenas do tanque pulmão.	- O volume total de lodo bruto no tanque pulmão era cerca de 3,75m ³ ; - O valor de retirada (20%), foi para manutenção do lodo até cerca de 50% da altura do tanque (0,60m), para controle dos sólidos.

Continuação ...

Quadro 12 Acompanhamento da produção e do descarte de lodo sedimentado no tanque pulmão e RAC no período de 06/02 a 11/08/2006 (Conclusão)

Data	Dias de operação do sistema e período	Altura do lodo (Tanque Pulmão)	Altura do lodo (RAC)	Volume descarte (lodo bruto)	Observações
19/06					- Não foi retirado lodo do RAC porque continha reduzido volume e desejava-se aumentar a biomassa no reator.
17/07	161 dias (20/06 a 17/07) - 116 dias do reinício e 28 após segundo descarte.	0,90m (75% da altura do tanque)	- 0,28m; sem lodo (respectivamente do 1º e 6º compartimentos); - A maior altura representava 21,5% da altura do compartimento.	Cerca de 1,40m ³ (33,2% do total) apenas do tanque pulmão.	- O volume total de lodo bruto no tanque pulmão era cerca de 4,21m ³ ; - O valor de retirada (33,2%), foi para manutenção do lodo até cerca de 50% da altura do tanque; - Não foi retirado lodo do RAC porque continha reduzido volume e para continuar havendo aumento da biomassa no reator.

Com relação ao leito cultivado, o nível do efluente foi mantido durante todo período de operação, no nível da brita (1,15m) ou levemente acima, pois quando era reduzido para o valor projetado(1m) a vegetação secava. Este procedimento estava de acordo com as recomendações descritas por CECCONELLO, 2005; SOUSA, 2003; VALENTIM, 2003 e VALENTIM, 1999, para promover o desenvolvimento da taboa até atingir maturidade. Durante todo período de monitoramento a taboa não floresceu e não foi realizada nenhuma poda, pois a taboa não atingiu a altura adulta descrita por AMARAL e PANSARIN, 2006; POTT e POTT, 2000 e REITZ, 1984, nem preencheu toda área do leito. Em média o tempo de vida das plantas foi de 120 dias.

Comparando-se o TDH adotado para os leitos cultivados neste experimento, que foi de 24h, porém operado com a metade do tempo (12h), devido à operação de apenas 1 leito, com o adotado em outros experimentos, pode-se concluir que: foi menor que o adotado por CECCONELLO, 2005 (5 dias); semelhante ao valor estudado por SOUSA, 2003 (aproximadamente 25 h); igual ou inferior aos adotados por VALENTIM, 2003 (1 a 6 dias); igual ou inferior aos adotados por MAZZOLA, 2003 (24 a 96h); inferior ao adotado por MANSOR, 1998 (2,5 dias).

Conforme CECCONELLO, 2005 e SOUSA, 2003, para ser obtida remoção de aproximadamente 90% dos poluentes, os leitos cultivados devem ter TDH de 6 a 7 dias, porém neste experimento foi adotado um TDH inferior devido à reduzida área disponível para construção do sistema.

O TDH total adotado para o sistema neste experimento (44,64 h com operação dos 2 leitos e 32,64h com operação de 1 leito), foi inferior ao adotado para o sistema estudado por SOUZA e BERNARDES, 1996 (65,4h), composto de configuração semelhante (associação UASB e LCFSS), também devido à reduzida área disponível.

5.2 Resultados das Análises

5.2.1 pH

O monitoramento do pH foi realizado durante 112 dias de operação do sistema, no período de 17/04 a 07/08/06, tendo começado 70 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 1: entrada no sistema $5,5 (\pm 0,43; 7,7\%)$; entrada no RAC $5,1 (\pm 0,26; 5,1\%)$; entrada no leito cultivado $5,4 (\pm 0,2; 3,7\%)$ e, lançamento $5,5 (\pm 0,1; 3,2\%)$. Observou-se que o pH nos pontos amostrados se manteve baixo, porém relativamente constante, onde as médias de entrada e saída foram mantidas (Figura 70).

Os valores do desvio padrão e do coeficiente de variação foram maiores na entrada do sistema ($\pm 0,43$ e $7,7\%$) e menores no lançamento ($\pm 0,1$ e $3,2\%$), mostrando que houve maior alteração de pH no efluente recebido pelo sistema, do que durante o processo de tratamento.

Foi observado que as menores médias do pH foram determinadas na entrada do RAC ($5,1 \pm 0,26$), porém aumentaram sucessivamente no RAC ($5,4 \pm 0,2$) e no LCFSS ($5,5 \pm 0,1$).

Os valores médios na entrada do sistema foram muito inferiores aos determinados por REMEDIO, 1999, que caracterizou efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. A causa desta diferença se deve porque no presente estudo não havia adição de soda no processo de lavagem dos plásticos para aumentar a eficiência da limpeza.

O pH na entrada do sistema poderia apresentar valores mais altos dependendo do lote de resíduos plásticos que estava sendo lavado, conforme Quadro 9, sobre a caracterização preliminar do efluente, pois quando estes resíduos eram provenientes de lote com predominância de embalagens de produtos higiênico-sanitários, o pH elevava-se.

O efluente de lavagem de plásticos apresentou em média pH 1,5 inferior ao valor típico dos esgotos domésticos, conforme VON SPERLING, 1995 descreveu no Quadro 4. Esta característica baixa do pH, assemelha-se à observada em chorume produzido por aterros de resíduos sólidos urbanos, porém a média do pH do efluente estudado na entrada do sistema (5,5), apresentou valor inferior à descrita para chorume por CECCONELLO, 2005, que foi de 7,2 a 9.

No sistema estudado por FERNANDES e OLIVEIRA (2006), constituídos por RAC e UASB, foi observado pH na faixa de 7,2 a 8, onde o efluente tratado eram águas residuárias de suinocultura. No sistema estudado por CECCONELLO (2005), constituído de LCFSS no pós-tratamento de chorume proveniente de lagoa de contenção, observou-se que durante todo experimento a faixa do pH na entrada foi de 7,2 a 9, onde o valor mantido nos leitos foi entre 7,7 e 8,9 e no sistema estudado por SOUSA, 2003, constituído de LCFSS no pós-tratamento

de esgoto doméstico proveniente de ETE cujo tratamento secundário foi realizado em UASB, o valor mantido nos leitos foi de 6,8. Portanto, observou-se que o efluente estudado no presente trabalho, apresentou valor médio de pH na entrada do sistema inferior ao efluente de todos os trabalhos com suinocultura (FERNANDES e OLIVEIRA, 2006), chorume (CECCONELLO, 2005) e esgoto doméstico (SOUSA, 2003; VON SPERLING, 1995).

O valor médio do pH do efluente foi baixo, provavelmente devido ao estágio avançado de degradação da matéria orgânica presente nos plásticos pós-consumo, pois o plástico é uma substância inerte.

O sistema adotado no presente experimento, manteve os valores médios do pH no lançamento próximos aos determinados na entrada, da mesma forma que nestes citados estudos, conforme apresentado na Figura 70.

A faixa do pH foi adequada para ação de bactérias responsáveis pelo tratamento de efluentes, pois tais microrganismos podem sobreviver em pH entre 4 e 9,5, porém não favoreceu a atuação de bactérias nitrificantes, que atuam melhor em pH acima de 7,2 e de bactérias desnitrificantes, que melhor agem entre 6,5 e 7,5 (CECCONELLO, 2005).

Conforme NOUR, 1996a, pode ter havido redução das atividades de microrganismos anaeróbios, que melhor atuam em pH na faixa de 6,3 a 7,8.

Os valores médios de lançamento para este parâmetro estavam de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), descritos no Quadro 7, porém estavam 0,5 abaixo do padrão de lançamento de efluente industrial em rede pública coletora de esgoto, para a NBR 9800 (ABNT, 1987) e Decreto 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976b), expressos no Quadro 6.

Para o efluente estudado, recomenda-se fazer controle do pH e corrigi-lo quando necessário, o que não foi feito neste estudo. Sugere-se como locais para esta correção a entrada do sistema ou o tanque pulmão (equalizador), para valores entre 6,5 a 7,5, conforme recomendações de CECCONELLO (2005) e NOUR (1996a), uma vez que esta faixa de pH foi descrita como ótima para ação de bactérias (VON SPERLING, 1996).

Na Figura 70 apresentam-se os valores determinados do pH nos pontos coletados durante o período analisado.

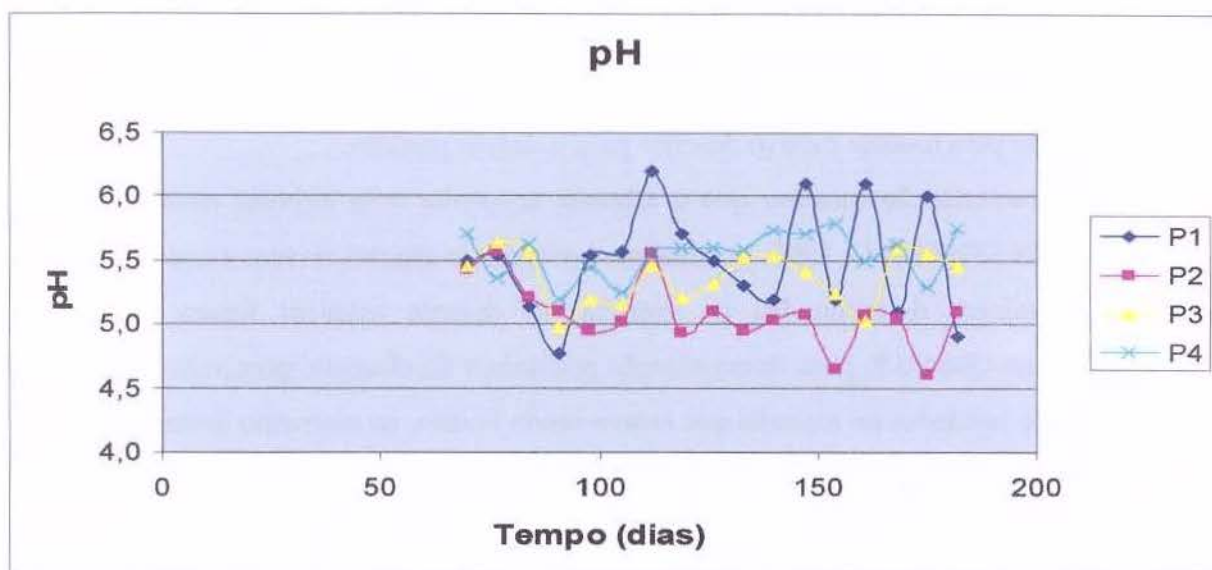


Figura 70 Valores do pH nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.2 Turbidez

A turbidez foi analisada durante 70 dias de operação do sistema, no período de 29/05 a 07/08/06, tendo começado 112 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 2: entrada no sistema 2206 NTU (± 157 ; 7,1%); entrada no RAC 1915 NTU (± 185 ; 9,6%); entrada no leito cultivado 1149 NTU (± 160 ; 13,9%) e, lançamento 422 NTU (± 21 ; 4,8%).

A remoção média nos compartimentos antes do RAC (tanque de sedimentação, peneira estática e tanque pulmão), foi de 13,2%. No RAC de 40% e no leito cultivado de 63,3%. No leito cultivado foi onde se observou a maior redução dos valores da turbidez. O valor médio de remoção da turbidez no sistema foi de 80,9%.

Os maiores valores do desvio padrão foram obtidos na entrada do RAC (± 185), possivelmente devido à alteração da quantidade de sólidos suspensos passados do tanque pulmão para o RAC (antes e após a retirada de lodo) e os menores valores no lançamento (± 21), mostrando que a remoção dos sólidos suspensos no leito cultivado, foi mais constante em relação àquela ocorrida nas demais estruturas de tratamento. Os maiores valores do

coeficiente de variação foram obtidos na entrada do leito cultivado (13,9%), possivelmente devido à alterações na produção da biomassa pelo RAC e os menores no lançamento (4,8%), possivelmente pelo mesmo motivo descrito para o desvio pasdrão.

A caracterização mostrou que o efluente apresenta uma turbidez muito elevada que segundo VON SPERLING, 1995, geralmente é próprio de esgotos frescos e concentrados.

Os valores determinados na entrada do sistema também foram superiores ao apresentado no Quadro 9, para caracterização preliminar do efluente, possivelmente devido ao menor teor de sujidades no material que estava sendo lavado, no momento desta coleta.

O valor médio na entrada do sistema foi 64,4% superior ao determinado por REMEDIO, 1999, conforme apresentado no Quadro 3, mostrando que o efluente produzido neste experimento, em escala real, apresentou resultados diferentes daquele em escala laboratorial, onde o processo de lavagem dos plásticos era diferente (adicionava-se NaOH).

Os valores médios obtidos na entrada do sistema foram relativamente constantes durante o período analisado (Figura 71), característica oposta à apresentada por outros parâmetros (série de sólidos, DQO, coliformes totais, coliformes fecais, nitrato, fósforo, fosfato, ortofosfato, alguns metais pesados).

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção da turbidez (80,9%) do que aquele em operação anteriormente na empresa, uma vez que, conforme os dados apresentados no Quadro 9, produziu aumento deste parâmetro (mais de 400%) ou invés de removê-lo.

Foi observado que houve uma menor remoção da turbidez pelo RAC estudado no presente experimento (40%) que no RAC estudado por VALENTIM, 1999 (67 a 92%). No presente estudo, foi observada remoção no LCFSS (63,3%) dentro da faixa observada no LCFSS com *Typha sp* por VALENTIM, 2003 (39 a 85%), inferior à determinada por MAZZOLA, 2003 em LCFV com *Typha sp* (77%) e também inferior à observada por SOUSA, 2003 em LCFSS com *Typha domingensis* Person (95,5%). Ressalta-se porém que a turbidez apresentada pelo efluente estudado era muito maior que a dos efluentes estudados por estes autores.

Os estudos realizados por SOUSA, 2003, onde o sistema era composto por LCFSS cultivados com *Typha domingensis* Person, mostraram altos valores de remoção para turbidez entre outros parâmetros avaliados, dados favoráveis para utilização desta planta no LCFSS do presente estudo.

O valor médio no lançamento (422 NTU) indica que possivelmente seria possível fazer a recirculação do efluente tratado se houvesse a operação dos 2 leitos cultivados, pois conforme o valor determinado no primeiro tanque de lavagem (160 NTU), na caracterização preliminar do efluente, descrita no Quadro 9, o valor médio de lançamento poderia estar próximo deste ou ser inferior, pois no leito cultivado foi observada a maior redução dos valores da turbidez (63,3%) pelo sistema.

A legislação vigente não determina valores limites para turbidez, com relação ao lançamento de efluente, conforme Quadros 6 e 7.

Na Figura 71 apresentam-se os valores determinados para a turbidez nos pontos de coleta durante o período analisado.

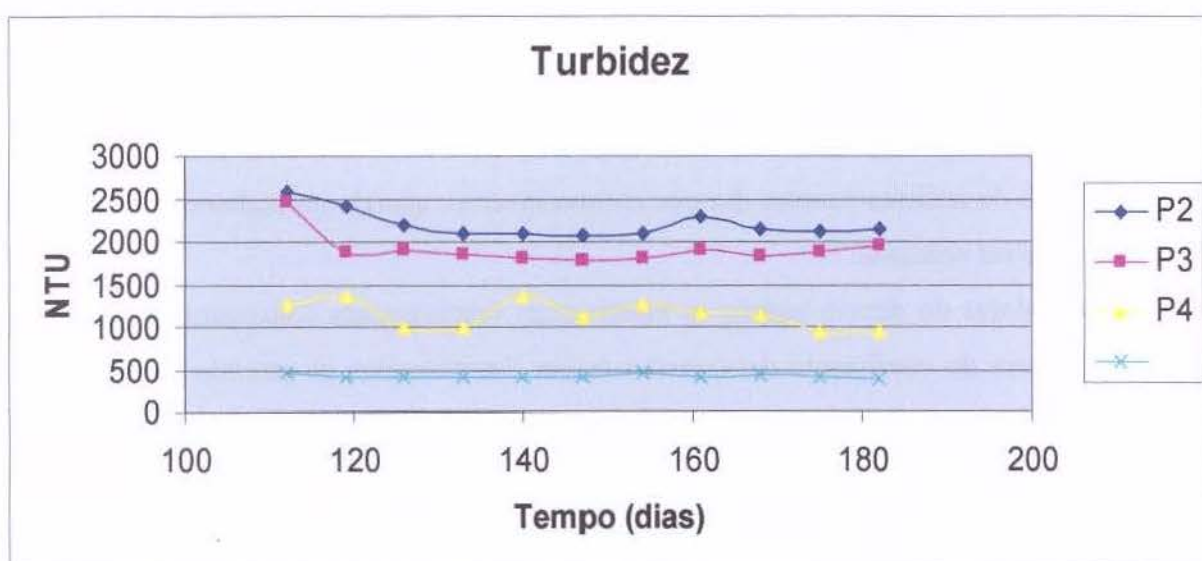


Figura 71 Valores da turbidez nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.3 Temperatura

A temperatura foi analisada durante 112 dias de operação do sistema, no período de 17/04 a 07/08/06, tendo começado 70 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 3: entrada no sistema 19,4 °C ($\pm 1,5$; 7,7%); entrada no RAC 18,5 °C (± 1 ; 5,7%); entrada no leito cultivado

18,7 °C ($\pm 1,2$; 6,7%) e, lançamento 17,8 °C ($\pm 0,8$; 4,8%). Os maiores valores foram observados na entrada do sistema e os menores na saída.

Para comparação dos valores determinados nos pontos de coletas com os valores da temperatura ambiente, foram utilizados os valores diários da temperatura obtidos na Estação Meteorológica da UNICAMP.001 (FEAGRI), uma vez que no município de Sumaré não possui estação meteorológica e esta estação é a que se localiza mais próximo do local onde se realizou o experimento. Estes dados foram fornecidos pela Embrapa Informática (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), conforme OTAVIAN, 2007, descritos no ANEXO F.

Os valores médios da temperatura obtidos nos 4 pontos de coletas foram inferiores à média obtida durante o período de 01/06/1988 a 21/05/2006 (22,3 °C), determinada na Estação Meteorológica da UNICAMP.001, conforme ANEXO G. Com exceção dos valores médios de entrada, todos os demais também foram inferiores à média determinada por esta estação meteorológica, no período de 17/04 a 07/08/2006 (18,8 °C), conforme ANEXO G. Salienta-se que o período de análises ocorreu durante outono/inverno, quando naturalmente a temperatura do meio pode ser reduzida.

Os valores do desvio padrão se mantiveram relativamente constantes no sistema. Os maiores valores do coeficiente de variação foram determinados na entrada do sistema e os menores no lançamento, mostrando que houve maior alteração na temperatura do efluente recebido pelo sistema, do que durante o processo de tratamento.

Sobre a operação do RAC e dos leitos cultivados, considerou-se que a temperatura deve proporcionar condições favoráveis para que ocorram as reações bioquímicas de remoção dos poluentes, conforme descrito por VON SPERLING, 1996. Como ZANELLA, 2003, descreveu que o RAC pode operar a baixas temperaturas e VON SPERLING, 1996, descreveu que microrganismos como bactérias psicrófilas e mesófilas envolvidos no processo biológico de tratamento de esgotos, desenvolvem-se em temperaturas na faixa de 10 a 50 °C, pode-se descrever que as temperaturas médias durante o experimento, determinadas na entrada e saída do RAC (18,5 °C ± 1 ; 18,7 °C $\pm 1,2$) e na entrada e saída do leito cultivado (18,7 °C $\pm 1,2$; 17,8 °C $\pm 0,8$), estavam dentro da faixa apropriada para o desenvolvimento destes microrganismos.

Os valores médios na entrada, foram em média 8% maiores que os de lançamento. Foi observado, portanto, redução da temperatura do efluente estudado ao passar pelo sistema de

tratamento, fator também observado por CECCONELLO, 2005 e por SOUZA, 2003.

Os valores médios de lançamento para este parâmetro estavam de acordo com a legislação vigente expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 72 apresentam-se os valores determinados da temperatura nos pontos coletados durante o período analisado.

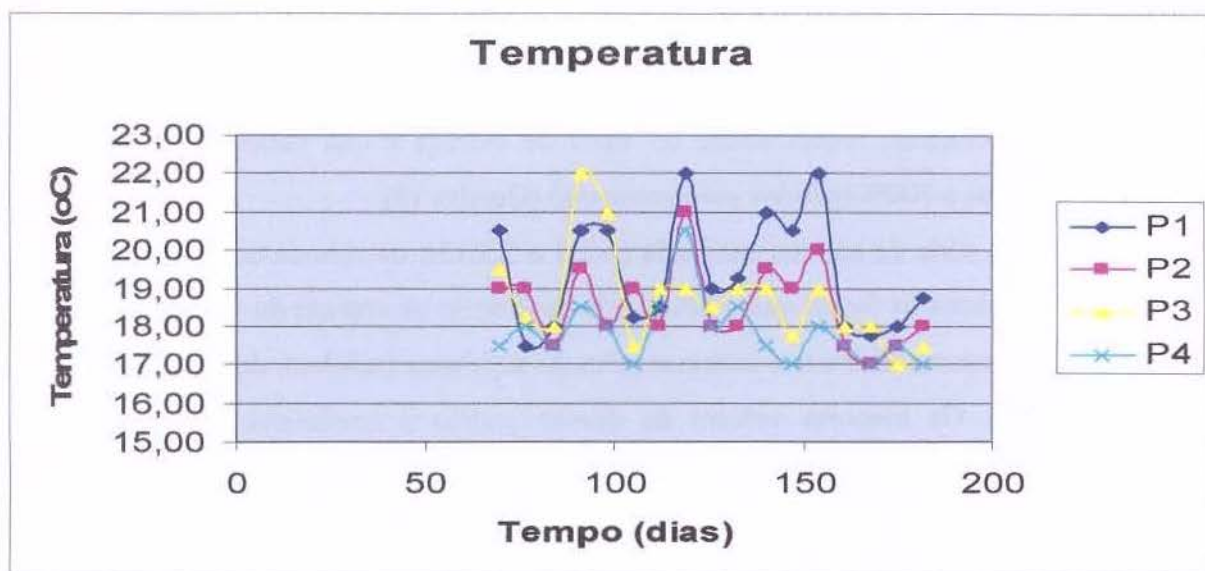


Figura 72 Valores da temperatura nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.4 Sólidos Totais

Os sólidos totais foram analisados durante 112 dias de operação do sistema, no período de 17/04 a 07/08/06, tendo começado 70 dias após início da operação do sistema, onde neste período foi analisada toda série de sólidos, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 4: entrada no sistema 65.477 mg L⁻¹ (± 66.009 ; 100,8%), entrada no RAC 6495 mg L⁻¹ (± 5561 ; 85,6%), entrada no leito cultivado 3091 mg L⁻¹ (± 3148 ; 101,8%) e, lançamento 1566 mg L⁻¹ (± 862 ; 55%).

Os valores médios da remoção apresentados no APÊNDICE A, Tabela 5, foram os seguintes: 80,7% antes do RAC, 51% no RAC, 38,5% no leito cultivado, onde no sistema foi removido 96,8% dos sólidos totais.

Não foi encontrado na literatura consultada, sistema de tratamento cujo efluente estudado apresentasse valores mais altos de sólidos totais, que os apresentados pelo efluente utilizado no presente estudo.

Observou-se que a concentração dos sólidos do efluente, determinada na entrada do sistema, para toda série de sólidos, descrita nos itens 5.2.4 a 5.2.13, apresentava variações abruptas e acentuadas, conforme valores apresentados nas Tabelas 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20 e 22, porém conforme as Figuras 73 a 82, a remoção pelo sistema ocorreu relativamente com a mesma eficácia, independente do valor de entrada e que variou de 79,3% (sólidos dissolvidos fixos) a 100% (sólidos sedimentáveis) (Quadro 15).

Em toda série de sólidos analisada (5.2.4 a 5.2.13), os valores do desvio padrão e do coeficiente de variação foram muito altos, principalmente na entrada do sistema, pelo motivo do efluente apresentar diferentes concentrações de sujidades (sólidos), dependendo do lote de plástico lavado. Os menores valores do desvio padrão e coeficiente de variação foram determinados geralmente no lançamento, o que mostrou que a remoção de sólidos no leito cultivado, ocorreu de forma mais constante do que naquela ocorrida antes do RAC e no RAC.

Também em toda série de sólidos avaliada, foi observado que os maiores valores da remoção ocorreram nas estruturas de tratamento antes do RAC (tratamento preliminar e primário).

Os valores médios dos sólidos totais na entrada do sistema foram em mais de 600% superiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. Tais valores também foram superiores em mais de 5000% à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme VON SPERLING, 1995 descreveu (Quadro 4). Também foram muito superiores ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentado no Quadro 9.

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos sólidos totais (96,8%) do que aquele anteriormente em operação na empresa, uma vez que, conforme os dados apresentados no Quadro 9, não promoveu remoção deste parâmetro e aumentou-o. Apresentou remoção também superior ao sistema estudado por CECCONELLO, 2005, que removeu entre 15,1 a 76,2%.

A determinação dos valores dos sólidos, em especial dos sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos suspensos fixos, sólidos dissolvidos totais, sólidos dissolvidos fixos, sólidos

dissolvidos voláteis, foi prejudicada possivelmente em razão de, conforme descreveu NOUR, 1996a, a metodologia analítica utilizada estar sujeita a erros, tais como: perda de compostos voláteis durante a evaporação, perda de compostos minerais voláteis durante a ignição e dificuldade de secagem até peso constante num intervalo de tempo razoável. Por esta razão não foi possível determinar o valor da remoção destes sólidos para algumas datas de coleta.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7, embora o valor médio de lançamento seja considerado ainda alto ($1566 \text{ mgL}^{-1} \pm 862$) e deve ser considerado que, conforme CECCONELLO, 2005 descreveu, a concentração dos sólidos totais está diretamente ligada à concentração de outros poluentes, onde o seu apropriado controle implica no enquadramento na legislação dos poluentes a eles correlacionados.

No efluente lançado não foi observada presença de materiais flutuantes durante todo período analisado, estando em conformidade com o limite descrito pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) apresentado no Quadro 7.

Na Figura 73 mostram-se os valores determinados dos sólidos totais nos pontos coletados durante o período analisado. Para melhor compreensão, em todas as figuras da série de sólidos (Figuras 73 a 82) os valores da concentração foram expressos em logarítmo, pois como se descreveu anteriormente, os valores determinados na entrada do sistema foram muito altos.

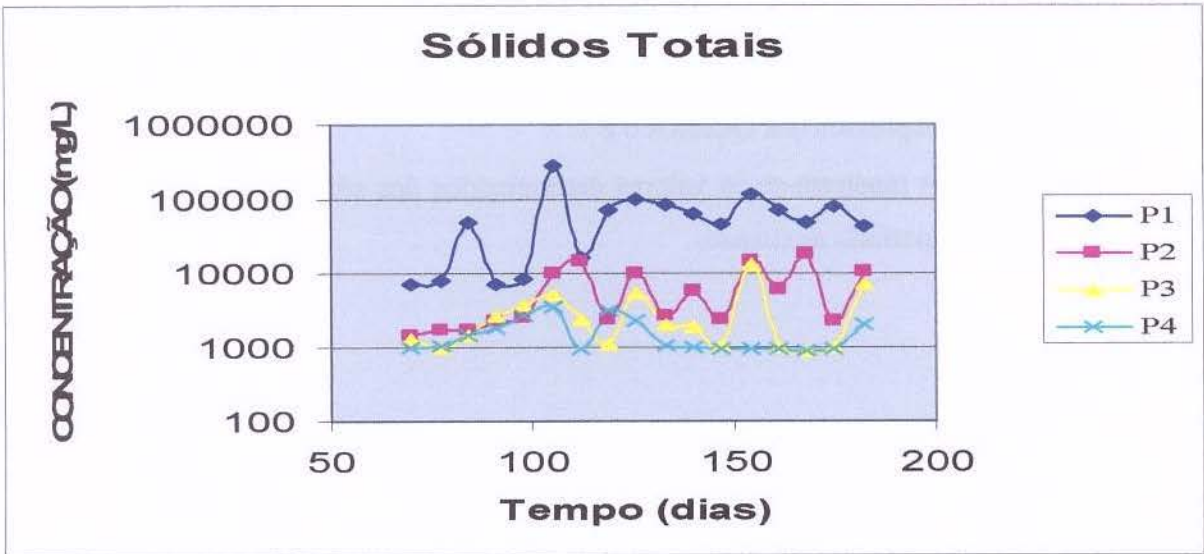


Figura 73 Valores de sólidos totais nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.5 Sólidos Totais Fixos

Os sólidos totais fixos foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 6: entrada no sistema 2353 mg L⁻¹ (± 1245 ; 52,9%), entrada no RAC 769 mg L⁻¹ (± 279 ; 36,2%), entrada no leito cultivado 469 mg L⁻¹ (± 121 ; 25,8%) e, lançamento 400 mg L⁻¹ (± 99 ; 24,8%).

Os valores médios da remoção apresentados no APÊNDICE A, Tabela 7, foram os seguintes: 65,1% antes do RAC, 39,6% no RAC, 17,1% no leito cultivado, onde no sistema foi removido 81,7% dos sólidos totais fixos.

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos sólidos totais fixos (81,7%) do que aquele anteriormente em operação na empresa (47,8%) conforme descrição no Quadro 9. Também apresentou valor maior de remoção do que o sistema estudado por CECCONELLO, 2005, que removeu entre 25,6 a 75,1%.

Os valores médios na entrada do sistema, foram cerca de 70% inferiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme descrição no Quadro 3, pois o efluente em estudo, ao contrário daquele caracterizado por REMEDIO, 1999, apresentou maior concentração de sólidos totais voláteis que sólidos totais fixos, indicando maior presença de matéria orgânica. Tais valores também foram inferiores ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentado no Quadro 9.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 74 mostram-se os valores determinados dos sólidos totais fixos nos pontos coletados durante o período analisado.

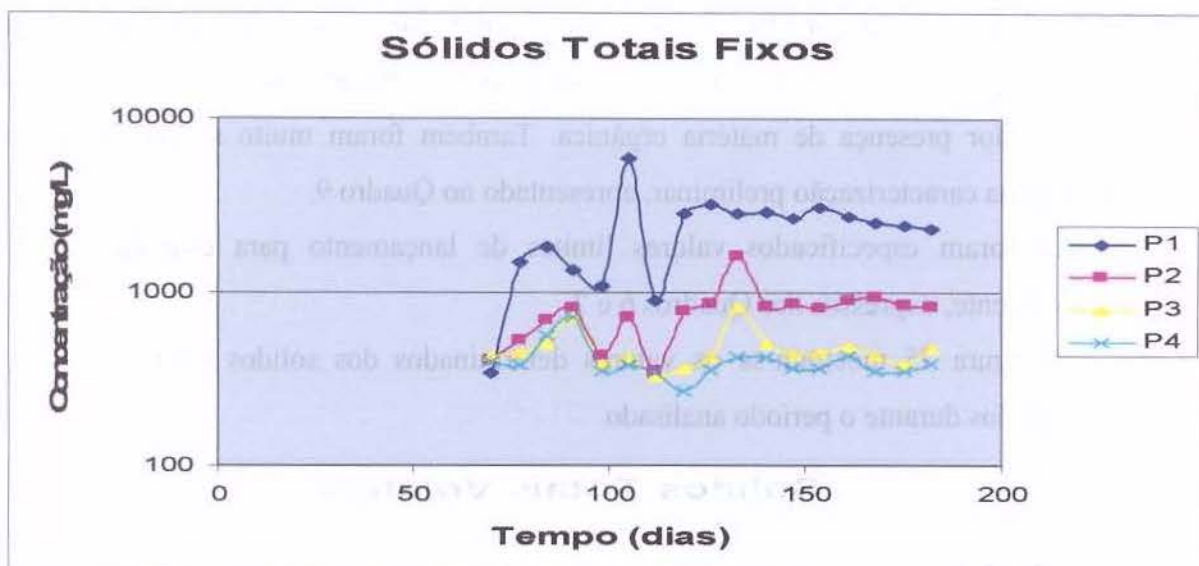


Figura 74 Valores de sólidos totais fixos nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.6 Sólidos Totais Voláteis

Os sólidos totais voláteis foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 8: entrada no sistema 63.124 mg L⁻¹ (± 64.838 ; 102,7%), entrada no RAC 6039 mg L⁻¹ (± 5489 ; 90,9%), entrada no leito cultivado 2538 mg L⁻¹ (± 3091 ; 121,78%) e, lançamento 937 mg L⁻¹ (± 713 ; 76%).

Os valores médios da remoção apresentados no APÊNDICE A, Tabela 9, foram os seguintes: 80,6% antes do RAC, 50,3% no RAC, 37,5% no leito cultivado, onde no sistema foi removido 94,9% dos sólidos totais voláteis.

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos sólidos totais voláteis (94,9%) do que aquele anteriormente em operação na empresa, uma vez que, conforme os dados apresentados no Quadro 9, não promoveu remoção deste parâmetro e aumentou-o. Também apresentou valor maior de remoção do que o sistema estudado por CECCONELLO, 2005, que removeu entre 21,4 a 79,3%.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 3000% superiores aos determinados por REMEDIO (1999), na caracterização de efluente de lavagem de plásticos,

conforme descrição no Quadro 3, pois o efluente em estudo, ao contrário daquele caracterizado por REMEDIO (1999), apresentou maior concentração de sólidos totais voláteis, indicando maior presença de matéria orgânica. Também foram muito superiores ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentado no Quadro 9.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 75 mostram-se os valores determinados dos sólidos totais voláteis nos pontos coletados durante o período analisado.

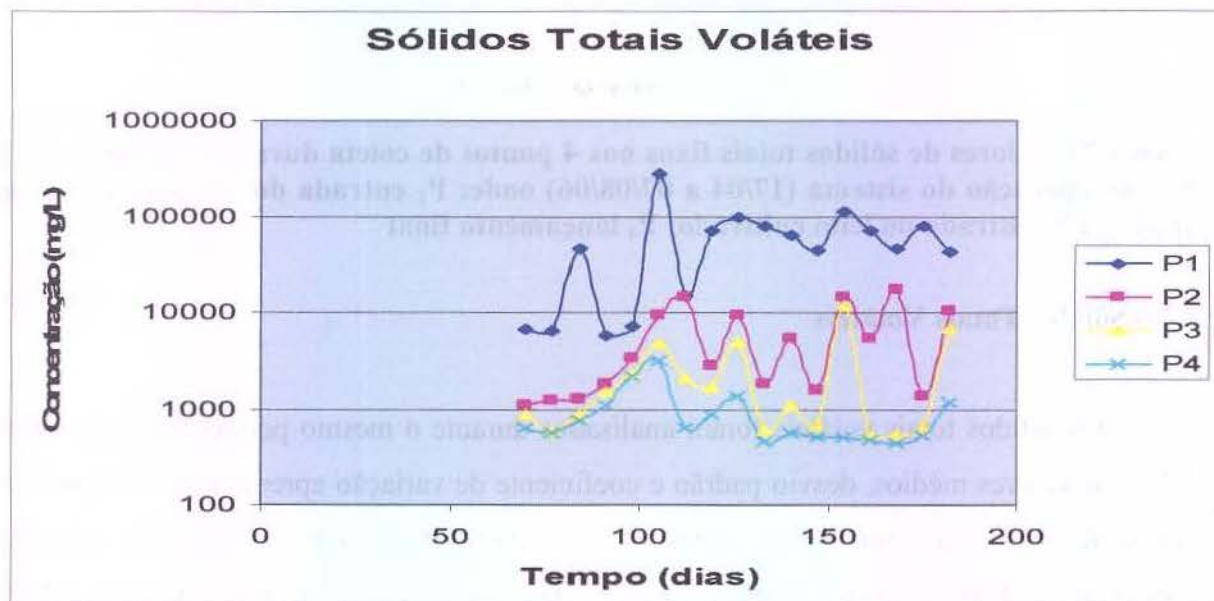


Figura 75 Valores de sólidos totais voláteis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.7 Sólidos Suspensos Totais

Os sólidos suspensos totais foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 10: entrada no sistema 52.778 mg L⁻¹ (± 43.235 ; 81,9%), entrada no RAC 1111 mg L⁻¹ (± 746 ; 67,1%), entrada no leito cultivado 352 mg L⁻¹ (± 168 ; 47,8%) e, lançamento 204 mg L⁻¹ (± 112 ; 54,7%).

Os valores médios da remoção apresentados no APÊNDICE A, Tabela 11, foram os seguintes: 91,3% antes do RAC, 62,5% no RAC, 44% no leito cultivado, onde no sistema foi

removido 97,1% dos sólidos suspensos totais.

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos sólidos suspensos totais (97,1%) do que aquele anteriormente em operação na empresa (46,5%) conforme descrição no Quadro 9.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 20.000% superiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. Também foram muito superiores ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentado no Quadro 9 e mais de 10.000% superior à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme descrição no Quadro 4.

Os valores médios da concentração de SST do efluente na entrada do sistema ($52.778 \text{ mg/L} \pm 43.235$) foram muito superiores aos determinados por FERNANDES e OLIVEIRA (2006) em águas residuárias de suinocultura (6.000 mg L^{-1}). Porém, mesmo assim, comparando-se o sistema adotado por estes autores (RAC e UASB) com o sistema adotado no presente trabalho, este último foi mais eficiente, pois removeu 97,1% dos SST e o adotado por FERNANDES e OLIVEIRA, 2006 removeu 95,6%.

O RAC mostrou ser eficiente na remoção de sólidos suspensos totais (62,5%), estando de acordo com ZANELLA, 1999 e Figura 21.

A remoção no RAC (62,5%) foi superior a observada por LIMA, 1998 em UASB (0), inferior a obtida para o RAC estudado por MAZZOLA, 2003 (80%) e dentro da faixa obtida por VALENTIM, 1999 em tanque séptico modificado com concepção de RAC (58 a 92%). No leito cultivado (LCFSS) a remoção de SST (44%) foi menor que a obtida por VALENTIM, 1999 também em LCFSS (91 a 97%), inferior a observada por SOUSA, 2003 com o mesmo tipo de leito (73,1 a 83,1%) e dentro da faixa obtida por VALENTIM, 2003 também com este leito (40 a 81%). Ressalta-se porém que a concentração média de SST do efluente estudado era muito maior que a dos efluentes estudados por estes autores.

O valor médio no lançamento (204 mg L^{-1}) indica que seria possível fazer a recirculação do efluente tratado, pois este valor era muito inferior ao valor determinado no primeiro tanque de lavagem (4222 mg L^{-1}), na caracterização preliminar do efluente, descrita no Quadro 9.

Comparando o valor médio de lançamento dos sólidos suspensos totais no efluente tratado (204 mg L^{-1}), com o valor determinado destes sólidos na caracterização preliminar

(Quadro 9) no primeiro tanque de lavagem (4222 mg L^{-1}), assim como o valor médio da turbidez no lançamento do efluente tratado (422 NTU), com o valor determinado deste parâmetro na caracterização preliminar (Quadro 9) no primeiro tanque de lavagem (160 NTU), pode-se concluir que a recirculação seria possível com a operação dos 2 leitos cultivados, pois como no leito cultivado foi onde ocorreu a maior remoção da turbidez (63,3%), possivelmente, com a operação dos 2 leitos cultivados poderia ser obtido o valor médio da turbidez no lançamento do efluente tratado em cerca de 150 NTU, valor inferior ao determinado no primeiro tanque de lavagem.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 76 mostram-se os valores determinados dos sólidos suspensos totais nos pontos coletados durante o período analisado.



Figura 76 Valores de sólidos suspensos totais nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.8 Sólidos Suspensos Fixos

Os sólidos suspensos fixos foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 12: entrada no sistema 1059 mg L^{-1} (± 897 ; 84,7%), entrada no RAC 113 mg L^{-1} (± 160 ; 141,4%), entrada no

leito cultivado 48 mg L^{-1} (± 34 ; 71,6%) e, lançamento 16 mg L^{-1} (± 11 ; 65,3%).

Os valores médios da remoção apresentados no APÊNDICE A, Tabela 13, foram os seguintes: 87,6% antes do RAC, 40,4% no RAC, 62% no leito cultivado, onde no sistema foi removido 97,2% dos sólidos suspensos fixos.

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos sólidos suspensos fixos (97,2%) do que aquele anteriormente em operação na empresa (49,9%) conforme descrição no Quadro 9.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 1500% superiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. Também foram muito superiores ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentado no Quadro 9 e mais de 1300% superior à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme descrição no Quadro 4.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 77 mostram-se os valores determinados dos sólidos suspensos fixos nos pontos coletados durante o período analisado. Ressalta-se que os pontos não marcados na figura representam valor zero, uma vez que não foi possível expressar este valor em logarítimo.



Figura 77 Valores de sólidos suspensos fixos nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.9 Sólidos Suspensos Voláteis

Os sólidos suspensos voláteis foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 14: entrada no sistema 51.719 mg L⁻¹ (± 42.545 ; 82,2%), entrada no RAC 996 mg L⁻¹ (± 599 ; 60,1%), entrada no leito cultivado 306 mg L⁻¹ (± 142 ; 46,3%) e, lançamento 188 mg L⁻¹ (± 111 ; 59,2%).

Os valores médios da remoção apresentados no APÊNDICE A, Tabela 15, foram os seguintes: 91% antes do RAC, no RAC 63,9%, no leito cultivado 41,5%, e no sistema foi removido 96,7% dos sólidos suspensos voláteis.

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos sólidos suspensos voláteis (96,7%) do que aquele anteriormente em operação na empresa (45,6%) conforme descrição no Quadro 9.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 25.000% superiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. Também foram muito superiores ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentado no Quadro 9 e mais de 15.000% superior à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme descrição no Quadro 4.

O sistema adotado no presente experimento removeu em média 96,7% de SSV, valor superior ao obtido pelo sistema estudado por FERNADES e OLIVEIRA, 2006, cuja remoção foi de 95,6%.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 78 mostram-se os valores determinados dos sólidos suspensos voláteis nos pontos coletados durante o período analisado.

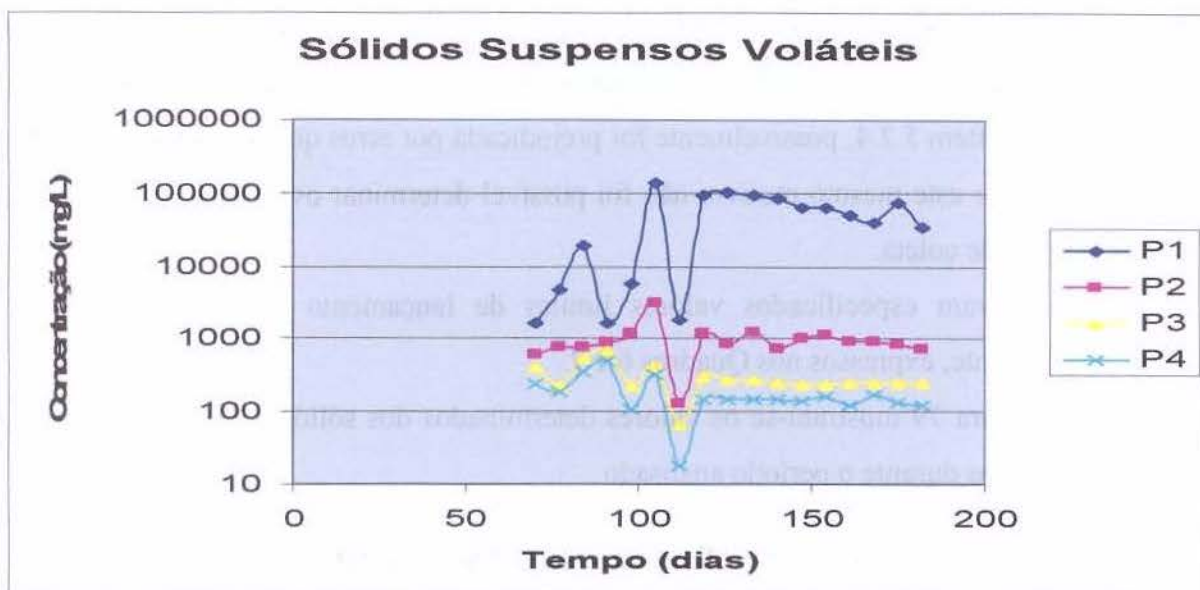


Figura 78 Valores de sólidos suspensos voláteis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.10 Sólidos Dissolvidos Totais

Os sólidos dissolvidos totais foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 16: entrada no sistema 21.636 mg L⁻¹ (±33.283; 153,8%), entrada no RAC 5384 mg L⁻¹ (±5591; 103,8%), entrada no leito cultivado 2740 mg L⁻¹ (±3164; 115,5%) e, lançamento 1362 mg L⁻¹ (±844; 61,9%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 17, foram os seguintes: 61,7% antes do RAC, no RAC 31,8%, no leito cultivado 62,9%, e no sistema foi removido 93,5% dos sólidos dissolvidos totais.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 200% superiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. Também foram mais de 3000% superior à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme descrição no Quadro 4.

Os valores negativos dos sólidos dissolvidos (totais, fixos e voláteis) determinados nos pontos de coleta, foram representados nas Tabelas 16, 18 e 20 com sinal positivo, sendo

representados também com este sinal nas Figuras 85 a 90, pois representam a diferença entre os sólidos (totais, fixos e voláteis) e os sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis), que como foi descrito no item 5.2.4, possivelmente foi prejudicada por erros que a metodologia utilizada está sujeita. Por este mesmo motivo, não foi possível determinar os valores da remoção para todas as datas de coleta.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 79 mostram-se os valores determinados dos sólidos dissolvidos totais nos pontos coletados durante o período analisado.

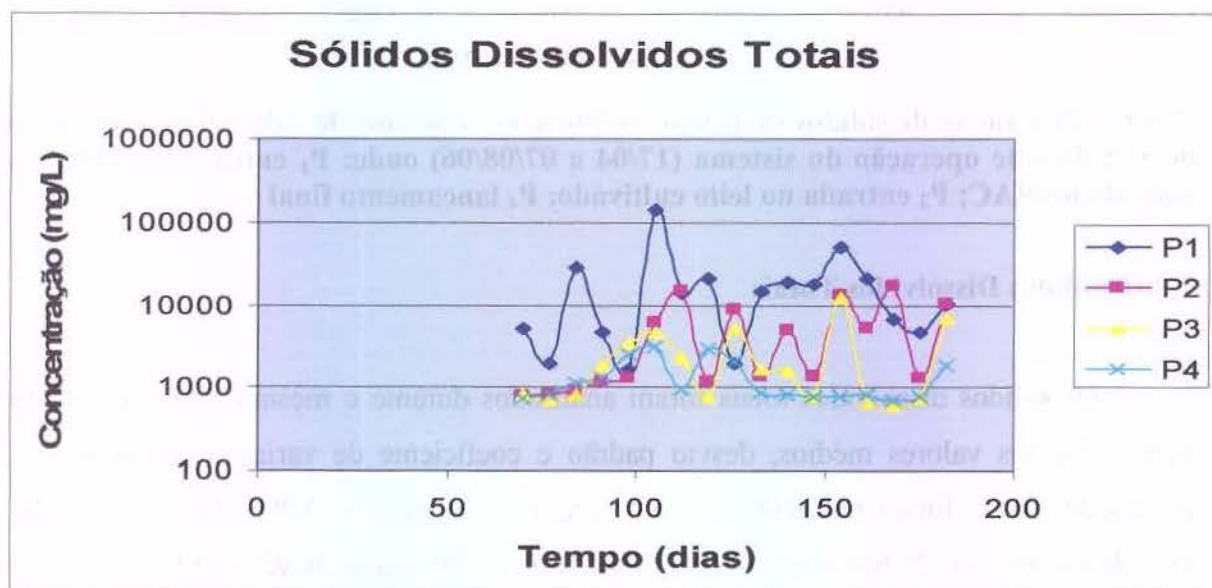


Figura 79 Valores de sólidos dissolvidos totais nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.11 Sólidos Dissolvidos Fixos

Os sólidos dissolvidos fixos foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 18: entrada no sistema 1294 mg L⁻¹ (± 700 ; 54%), entrada no RAC 656 mg L⁻¹ (± 335 ; 50,9%), entrada no leito cultivado 422 mg L⁻¹ (± 107 ; 25,4%) e, lançamento 383 mg L⁻¹ (± 102 ; 26,6%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 19, foram os

seguintes: 53% antes do RAC, no RAC 48,2%, no leito cultivado 13,7%, e no sistema foi removido 79,3% dos sólidos dissolvidos fixos.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 600% inferiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. Foi observado, portanto, que o efluente estudado no presente experimento apresentou maior concentração de sólidos dissolvidos voláteis que sólidos dissolvidos fixos, o contrário do efluente estudado por REMEDIO, 1999. Também observou-se que a concentração de sólidos dissolvidos fixos, foi mais de 300% superior à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme apresentado no Quadro 4.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 80 mostram-se os valores determinados dos sólidos dissolvidos fixos nos pontos coletados durante o período analisado. Ressalta-se que os pontos não marcados na figura representam valor zero, uma vez que não foi possível expressar este valor em logarítimo.

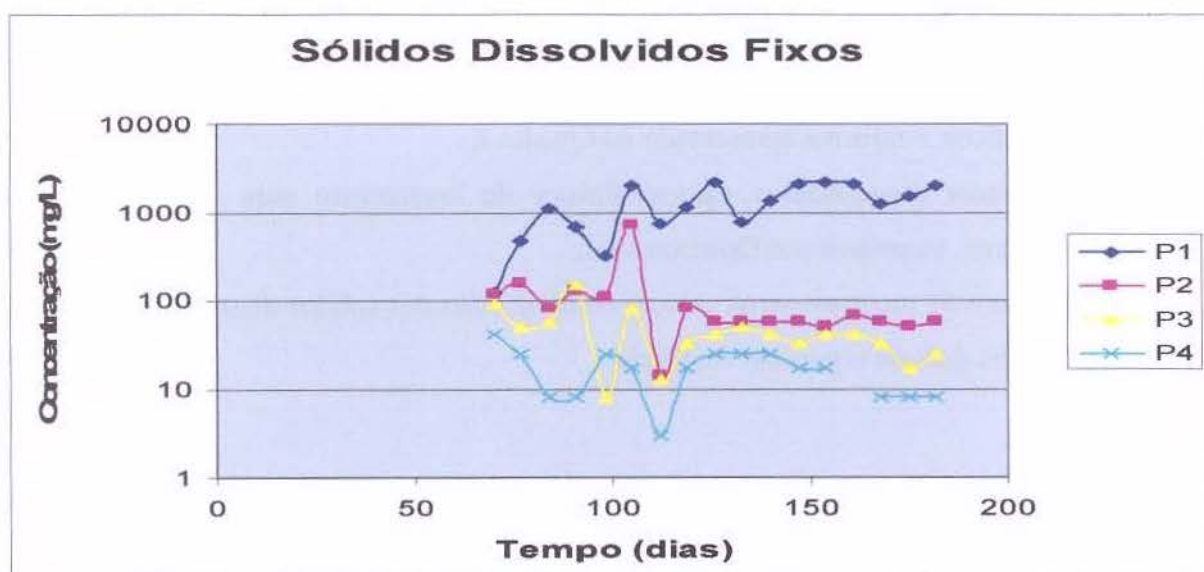


Figura 80 Valores de sólidos dissolvidos fixos nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.12 Sólidos Dissolvidos Voláteis

Os sólidos dissolvidos voláteis foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 20: entrada no sistema 21.226 mg L^{-1} (± 32.811 ; 154,5%), entrada no RAC 5043 mg L^{-1} (± 5507 ; 109,2%), entrada no leito cultivado 2232 mg L^{-1} (± 3109 ; 139,2%) e, lançamento 750 mg L^{-1} (± 692 ; 92,3%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 21, foram os seguintes: 86,8% antes do RAC, no RAC 26,2%, no leito cultivado 34,3%, e no sistema foi removido 94,8% dos sólidos dissolvidos voláteis.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 1000% superiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3, demonstrando que o efluente do presente estudo, apresenta maior concentração de sólidos dissolvidos voláteis que fixos, ao contrário da caracterização realizada por REMEDIO, 1999. O efluente em estudo também apresenta concentração de sólidos dissolvidos voláteis mais de 7000% superior à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme apresentado no Quadro 4.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 81 mostram-se os valores determinados dos sólidos dissolvidos voláteis nos pontos coletados durante o período analisado.

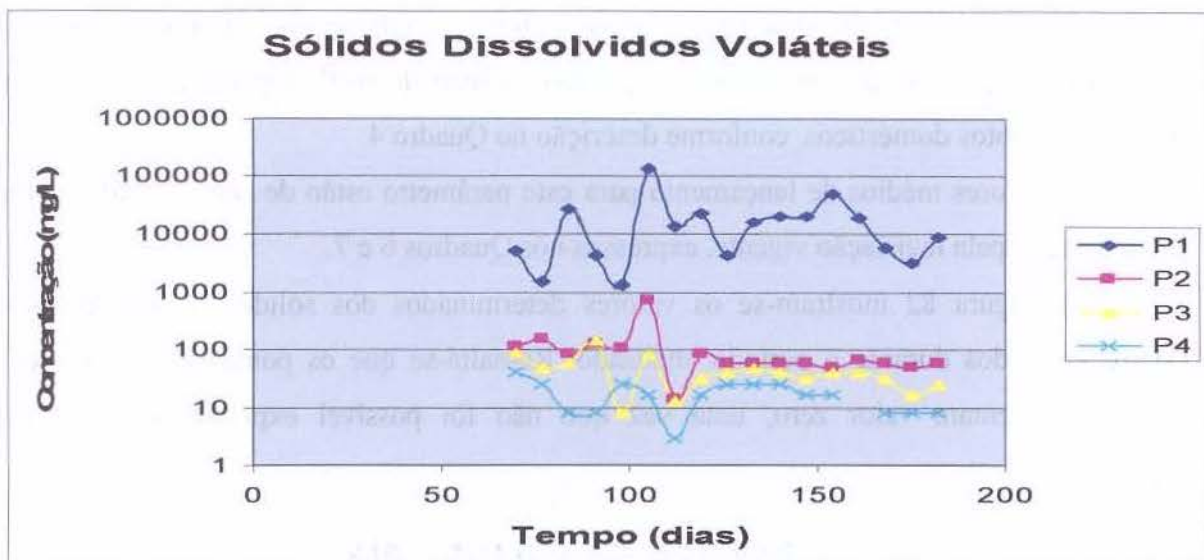


Figura 81 Valores de sólidos dissolvidos voláteis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.13 Sólidos Sedimentáveis

Os sólidos sedimentáveis foram analisados durante o mesmo período descrito no item 5.2.4. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 22: entrada no sistema 62 mg L⁻¹ (± 91 ; 145,8%), entrada no RAC 2 mg L⁻¹ (± 2 ; 68,8%), entrada no leito cultivado 0 mg L⁻¹ (± 1 ; 224%) e, lançamento 0 mg L⁻¹ (± 0 ; 0%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 23, foram os seguintes: 87,1% antes do RAC, no RAC 88,1%, no leito cultivado 100%, onde no sistema foi removido 100% dos sólidos sedimentáveis. O sistema mostrou-se muito eficaz na remoção dos sólidos sedimentáveis, parâmetro este onde ocorreu o maior valor de remoção.

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos sólidos sedimentáveis (100%) do que aquele anteriormente em operação na empresa (90%) conforme descrição no Quadro 9.

A remoção média observada no RAC (88%) foi inferior, porém próxima, à obtida pelo RAC estudado por MAZZOLA, 2003 (93%) e inferior à obtida por VALENTIM, 1999 (100%). Ressalta-se porém que a concentração média de sólidos sedimentáveis do efluente estudado era maior que a dos efluentes estudados por estes autores.

Os valores médios na entrada do sistema, foram mais de 400% superiores aos determinados por REMEDIO, 1999, na caracterização de efluente de lavagem de plásticos,

conforme apresentados no Quadro 3. Também foram inferiores ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentado no Quadro 9 e mais de 400% superiores à concentração típica dos esgotos domésticos, conforme descrição no Quadro 4.

Os valores médios de lançamento para este parâmetro estão de acordo com os limites estabelecidos pela legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 82 mostram-se os valores determinados dos sólidos sedimentáveis nos pontos coletados durante o período analisado. Ressalta-se que os pontos não marcados na figura representam valor zero, uma vez que não foi possível expressar este valor em logarítimo.

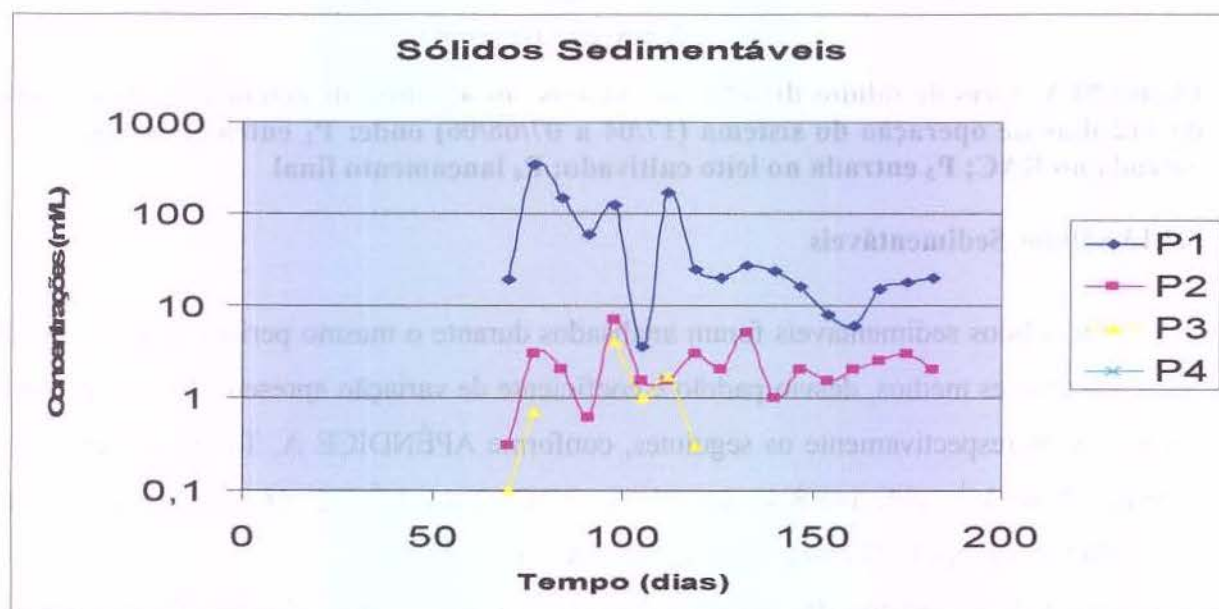


Figura 82 Valores de sólidos sedimentáveis nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.14 DQO

A DQO foi analisada durante 112 dias de operação do sistema, no período de 17/04 a 07/08/06, tendo começado 70 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 24: entrada no sistema 1743 mg L⁻¹ (± 597 ; 34,2%), entrada no RAC 876 mg L⁻¹ (± 84 ; 9,5%), entrada no leito

cultivado 834 mg L^{-1} (± 67 ; 8%) e, lançamento 800 mg L^{-1} (± 51 ; 6,4%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 25, foram os seguintes: 43,6% antes do RAC, no RAC 4,5%, no leito cultivado 3,9%, e no sistema foi removido 48,3% da DQO.

Na Figura 83, mostra-se que a remoção pelo sistema ocorreu relativamente com a mesma eficácia independente da concentração de DQO na entrada do sistema e, com o passar do tempo, foi crescente, indicando maiores remoções à medida que o sistema alcançasse maturidade. Esta figura mostra também que as maiores remoções ocorreram nas estruturas antes do RAC e que foram muito baixas no RAC e no LCFSS.

Da mesma forma que observado na série de sólidos, os valores do desvio padrão e do coeficiente de variação, respectivamente, foram maiores na entrada do sistema (± 597 ; 34,2%) e menores no lançamento (± 51 ; 6,4%), mostrando que houve maiores variações nos valores determinados na entrada, devido às características dos resíduos plásticos lavados e menores no lançamento, devido à remoção da DQO no leito cultivado, possivelmente, ocorrer de forma mais constante do que naquela ocorrida antes do RAC e no RAC.

Os valores médios na entrada do sistema foram altos, porém 18% inferior à média determinada por REMEDIO, 1999 (2146 mg L^{-1}), na caracterização de efluente de lavagem de plásticos, conforme apresentados no Quadro 3. Também foram próximos ao valor determinado na caracterização preliminar, apresentada no Quadro 9 e mais de 200% superior à concentração típica dos esgotos domésticos, apresentada no Quadro 4.

O RAC apresentou valor médio reduzido na remoção da DQO (4,5%), assim como o LCFSS (3,9%).

Comparando-se a remoção obtida no RAC (4,5%) com a determinada por outros autores em reatores semelhantes, observou-se que: foi inferior à observada em UASB por LIMA, 1998 (10 a 40%), à estudada por VALENTIM, 1999 (17 a 69%), à determinada por NOUR, 1996b (26,6 a 75,7%), à avaliada por MAZZOLA, 2003 (39%) e à estudada por FERNADES e OLIVEIRA, 2006 (71,1 a 87,5%). Salienta-se que a carga orgânica do efluente no presente estudo era alta ($1743 \text{ mg L}^{-1} \pm 597$), muito superior àquela determinada nos estudos considerados, exceto para FERNADES e OLIVEIRA, 2006 (7557 a 11.640 mg L^{-1}). Deve ser considerado também que nos estudos realizados por estes dois últimos autores, foi

mantido o pH no sistema na faixa de 7,2 a 8, assim como o TDH no RAC foi maior, variando de 56 a 18 h e no presente estudo o valor médio do pH no RAC foi de 5,1 e o TDH de 15 h.

Comparando-se a remoção obtida no leito cultivado (3,9%) com a determinada por outros autores em leitos cultivados semelhantes, observou-se que: foi inferior à determinada por VALENTIM, 2003 (48 a 77%), à observada por SOUZA e BERNARDES, 1996 (63%), à determinada por MAZZOLA, 2003 (71%), à determinada CECCONELLO, 2005 (20,3 a 79%) e à obtida por SOUSA, 2003 (77,5 a 81,7%). Deve ser considerado também que a carga orgânica do efluente estudado era maior que a apresentada nos estudos descritos, assim como os valores do pH nestes sistemas foram mais altos e os TDH utilizados maiores, pois no presente estudo houve a operação de apenas um leito cultivado.

Comparando-se o valor total da remoção da DQO pelo sistema (48,3%), com a determinada por outros autores em sistemas semelhantes, foi observado que: apresentou remoção inferior ao sistema estudado por HUSSAR, 2001 (67,5 a 91,9), assim como ao sistema avaliado por FERNADES e OLIVEIRA, 2006 (86,8 a 94,9%).

Os estudos realizados por HUSSAR, 2001 e FERNADES e OLIVEIRA, 2006, mostraram que o RAC e os LCFSS foram eficientes na remoção da DQO em efluentes que apresentam altas taxas, como no caso de suinocultura. Desta forma, como a carga da DQO determinada no efluente de suinocultura foi superior à do efluente de plásticos, conforme determinação no presente trabalho e por REMEDIO, 1999, pode-se entender que dependendo da forma que o RAC e os LCFSS são operados, podem apresentar valores maiores de remoção da DQO para o efluente estudado.

Portanto, os valores baixos de remoção da DQO pelo sistema adotado, comparados aos obtidos em outros estudos, que utilizaram sistemas semelhantes no tratamento de efluentes, possivelmente foi causada pelos seguintes motivos: valores baixos do pH no sistema, que podem ter reduzido as atividades de microrganismos anaeróbios (NOUR, 1996a); TDH inferior no sistema e no LCFSS, principalmente devido à operação de apenas um dentre os 2 leitos construídos; alta carga orgânica do efluente.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 83 mostram-se os valores determinados da DQO nos pontos coletados durante o período analisado.

Da mesma forma que, para representar a determinação da série de sólidos, os valores da concentração da DQO foram expressos em logarítimo, pois como se descreveu anteriormente, os valores na entrada do sistema foram muito altos.

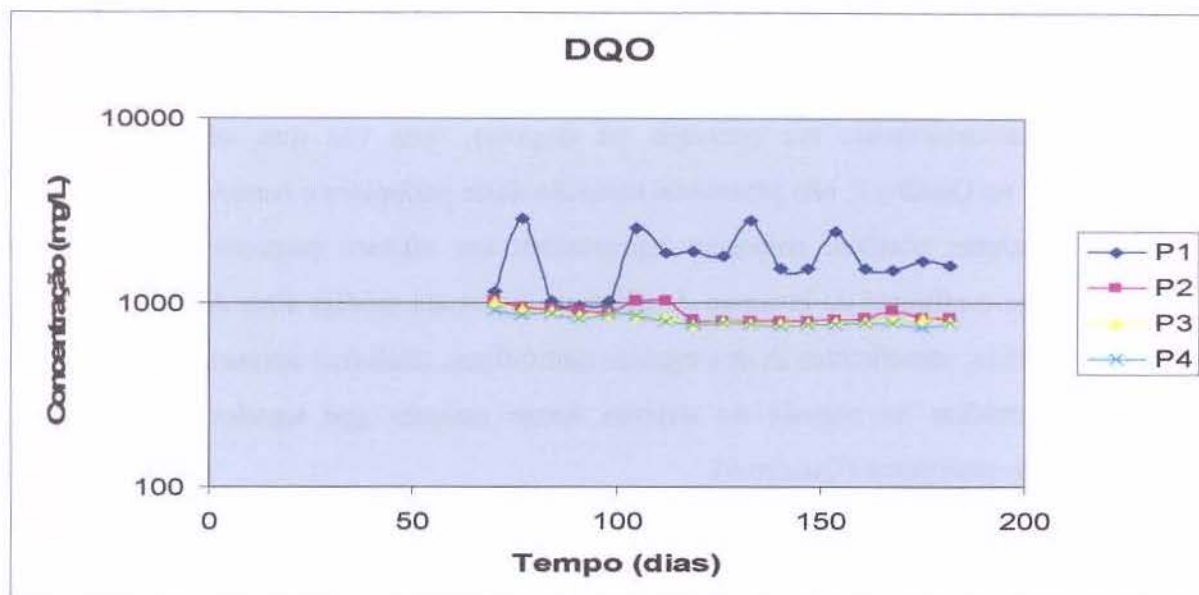


Figura 83 Valores da DQO nos 4 pontos de coleta durante o período de 112 dias de operação do sistema (17/04 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.15 Coliformes Totais

Os coliformes totais foram analisados durante 35 dias de operação do sistema, no período de 03/07 a 07/08/06, tendo começado 147 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 36: entrada no sistema $2,9 \times 10^9$ NMP/100 ml ($\pm 2,4 \times 10^9$; 83%) e lançamento $1,3 \times 10^8$ NMP/100 ml ($\pm 1,0 \times 10^8$; 79%).

Os valores médios da remoção apresentados na mesma Tabela foram de 96,4%, indicando que o sistema apresentou boa eficácia na remoção de coliformes totais. Na Figura 84, mostra-se que na entrada do sistema, da mesma forma que observado na série de sólidos, na DQO entre outros parâmetros, ocorreu grande variação na concentração de coliformes totais no efluente, dependendo do lote de plástico lavado, porém a remoção pelo sistema

apresentou a mesma eficácia, independente da concentração de entrada.

Este comportamento apresentado pelo sistema, é reforçado através da análise dos valores de desvio padrão e coeficiente de variação, onde foram, respectivamente, maiores na entrada do sistema ($\pm 2,4 \times 10^9$; 83%) do que no lançamento ($\pm 1,0 \times 10^8$; 79%).

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção dos coliformes totais (96,4%) do que aquele anteriormente em operação na empresa, uma vez que, conforme os dados apresentados no Quadro 9, não promoveu remoção deste parâmetro e aumentou-o.

Os valores obtidos, embora representem um número pequeno de amostras (6), indicaram que o efluente de lavagem de plásticos apresenta médias altas de concentrações de coliformes totais, semelhantes às dos esgotos domésticos, conforme apresentado no Quadro 4. Os valores médios na entrada do sistema foram maiores que aqueles determinados na caracterização preliminar (Quadro 9).

Comparando o valor total da remoção obtida pelo sistema (96,4%) com os valores determinados em LCFSS e em outros sistemas estudados, pode ser observado que: foi superior à remoção em LCFSS estudos por VALENTIM, 2003 (que apresentaram limitada capacidade de remoção); foi superior à obtida em LCFSS quadrado cultivado com *Eleocharis sp.* estudado por VALENTIM, 1999 (59 a 96%); ficou dentro da faixa determinada no sistema composto por LCFSS estudado por CECCONELLO, 2005 (82,8 a 99,9%) e foi próxima porém inferior à faixa obtida no sistema composto por LCFSS estudado por SOUSA, 2003 (97,1 a 98,9%).

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 84 mostram-se os valores determinados de coliformes totais nos pontos coletados durante o período analisado. Ressalta-se que para melhor compreensão, a concentração foi expressa em valor exponencial (E) 10^9 .

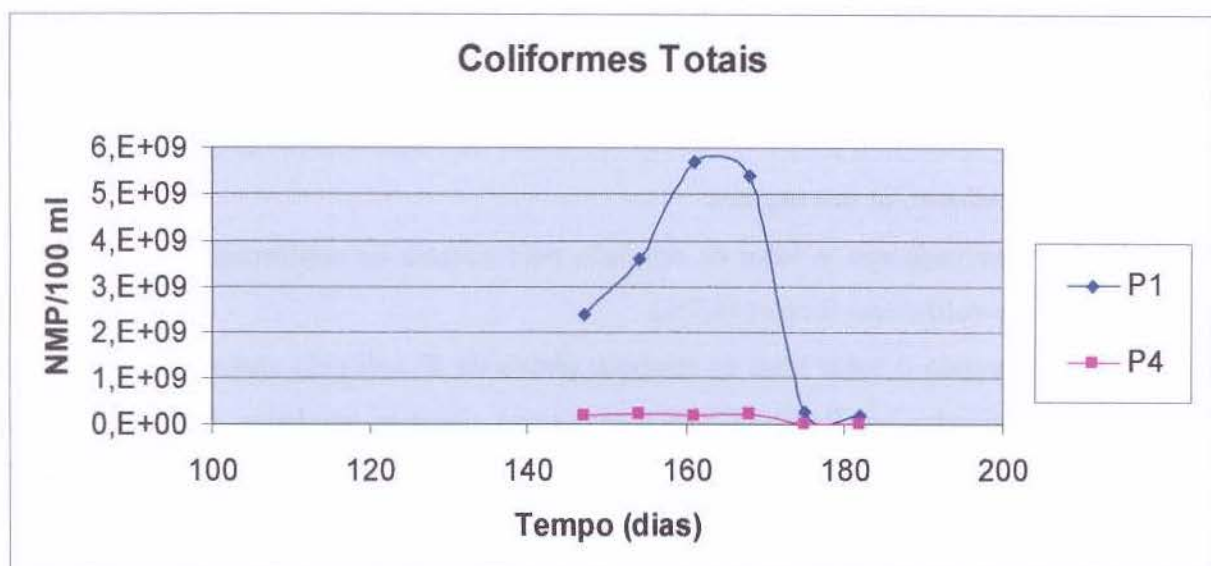


Figura 84 Valores de coliformes totais nos 2 pontos de coleta durante o período de 35 dias de operação do sistema (03/07 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema e P₄ lançamento final

5.2.16 Coliformes Fecais (*E. coli*)

Os coliformes fecais (*E. coli*) foram analisados durante 35 dias de operação do sistema, no período de 03/07 a 07/08/06, tendo começado 147 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 37: entrada no sistema $1,4 \times 10^4$ NMP/100 ml ($\pm 1,4 \times 10^4$; 102,4%) e lançamento $5,1 \times 10^2$ NMP/100 ml ($\pm 1,2 \times 10^3$; 244,9%).

Os valores médios da remoção apresentados na mesma Tabela foram de 94,7%, indicando que o sistema apresentou boa eficácia na remoção de coliformes totais. Na Figura 85, mostra-se que na entrada do sistema, da mesma forma que observado na série de sólidos, na DQO, coliformes totais entre outros parâmetros, ocorreu grande variação na concentração de coliformes fecais no efluente, dependendo do lote de plástico lavado, porém a remoção pelo sistema apresentou a mesma eficiência, independente da concentração de entrada.

Este comportamento apresentado pelo sistema, é reforçado através da análise dos valores do desvio padrão e coeficiente de variação, onde foram, respectivamente, maiores na entrada do sistema ($\pm 1,4 \times 10^4$; 102,4%) do que no lançamento ($\pm 1,2 \times 10^3$; 244,9%).

Os dados mostraram que o efluente de lavagem de plásticos apresentou em média concentração de coliformes fecais 10 vezes menor que a dos esgotos domésticos, conforme apresentado no Quadro 4, porém o valor determinado na caracterização preliminar (Quadro 9), foi maior, semelhante ao dos esgotos.

Foi observado que o valor da remoção pelo sistema de coliformes totais (96,4%) foi maior que o de coliformes fecais (94,7%).

Comparando o valor total da remoção obtida de *E. coli* pelo sistema (94,7%) com os valores determinados em RAC, LCFSS e em outros sistemas estudados, pode ser observado que: foi superior à remoção em tanque séptico modificado (concepção de RAC) estudado por VALENTIM, 1999 (0 a 75%); foi superior à remoção em LCFSS estudos por VALENTIM, 2003 (que apresentaram limitada capacidade de remoção); ficou dentro da faixa obtida em LCFSS retangular cultivado com *Eleocharis sp.* estudado por VALENTIM, 1999 (94 a 97%); ficou dentro da faixa determinada no sistema composto por LCFSS estudado por CECCONELLO, 2005 (68,6 a 99,9%) e foi inferior à faixa obtida no sistema composto por LCFSS estudado por SOUSA, 2003 (97,5 a 99,7%).

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 85 mostram-se os valores determinados de coliformes fecais (*E. coli*) nos pontos coletados durante o período analisado. Ressalta-se que para melhor compreensão, a concentração foi expressa em valor exponencial (E) 10^4 .

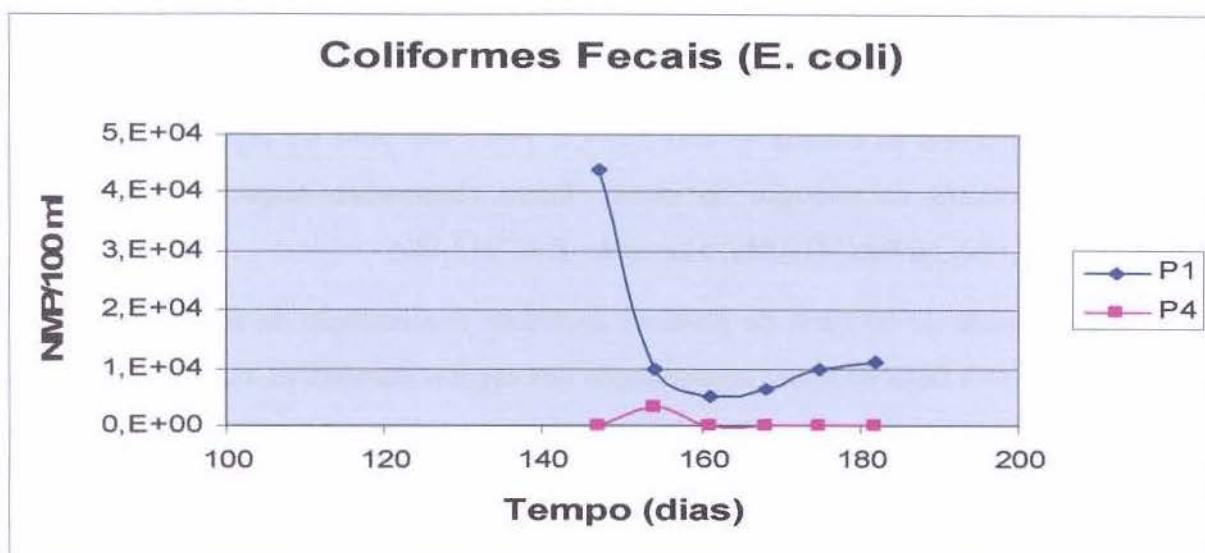


Figura 85 Valores de coliformes fecais nos 2 pontos de coleta durante o período de 35 dias de operação do sistema (03/07 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema e P₄ lançamento final

5.2.17 Nitrato (NO₃⁻)

O nitrato NO₃⁻ foi analisado durante 70 dias de operação do sistema, no período de 29/05 a 07/08/06, tendo começado 112 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11. Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 26: entrada no sistema 92 mgNO₃⁻ L⁻¹ (±18,4; 20%), entrada no RAC 79,5 mgNO₃⁻ L⁻¹ (±15,1; 19%), entrada no leito cultivado 65 mgNO₃⁻ L⁻¹ (±14,3; 22%) e, lançamento 48,8 mgNO₃⁻ L⁻¹ (±23,5; 48,2%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 27, foram os seguintes: 13,1% antes do RAC, no RAC 17,5%, no leito cultivado 27,1%, onde no sistema foi removido 47% de nitrato. Na Figura 86 e na Tabela 27, observa-se que houve aumento da remoção a partir de 140 dias de operação do sistema e 199 dias de plantio da taboa, e que pode-se esperar que o sistema aumentaria sua eficiência com o passar do tempo, devido à presença de maior biomassa no RAC e melhor desenvolvimento da taboa.

Da mesma forma observada na série de sólidos, na DQO, coliformes totais e fecais, entre outros parâmetros, houve constantes alterações nos valores do nitrato na entrada do sistema, devido às diferentes concentrações apresentadas pelo lote de plástico que estava sendo lavado.

Diferente dos parâmetros anteriormente determinados, os maiores valores do desvio padrão e do coeficiente de variação foram respectivamente, na saída do sistema ($\pm 23,5$; 48,2%) e os menores na entrada do RAC ($\pm 15,1$; 19%). Isto pode ser explicado uma vez que, os maiores valores da remoção do nitrato foram observados, respectivamente, no leito cultivado (27,1%), no RAC (17,5%) e antes do RAC (13,1%).

O efluente de lavagem de plásticos apresenta concentração de nitrato NO_3^- mais de 4500% superior à faixa de maior concentração dos esgotos domésticos, conforme apresentado no Quadro 4.

O leito cultivado apresentou valor de remoção maior (27,1%) que o valor obtido no RAC (17,5%).

Comparativamente, os valores médios de remoção pelo sistema da amônia (item 5.2.18 e Figura 87) e do nitrato foram próximos, porém os da amônia foram um pouco maiores, sendo respectivamente amônia (52,1%) e nitrato (47%).

No RAC houve maior remoção de nitrato (17,5%) que de amônia (8,3%), apresentada no item 5.2.18 e na Figura 87.

O reduzido valor da remoção pelo RAC (17,5%), foi também observado por HUSSAR, 2001, que estudou sistema de tratamento similar ao adotado no presente estudo (RAC seguido de leitos cultivados com *Typha spp*), onde descreveu que, embora o RAC seja eficiente na remoção da DQO, ele é pouco eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo, devido às características do processo anaeróbio.

Comparando-se o valor da remoção de nitrato no LCFSS (27,1%) e o valor total no sistema (47%), com aqueles determinados por outros autores, em leitos cultivados similares e sistemas semelhantes, observou-se que: foi inferior à determinada em LCFSS por VALENTIM, 1999 (71 a 83%); ficou dentro da faixa obtida no sistema estudado por CECCONELLO, 2005 (8,8 a 92,1%); foi superior à obtida no sistema estudado por SOUSA, 2003 (11,9%); foi próxima à obtida no sistema estudado por VALENTIM, 2003 (que apresentou limitada capacidade de redução para nitrogênio). Deve ser considerado também que a concentração de nitrato no efluente estudado era maior que a apresentada nos estudos descritos, os valores do pH eram mais altos e os TDH utilizados pelos sistemas maiores, pois no presente estudo houve a operação de apenas um leito cultivado.

Valores maiores de remoção no leito cultivado poderiam ser obtidos caso a taboa

tivesse apresentado melhor desenvolvimento, pois conforme VALENTIM, 1999, como não houve poda, também não houve maior assimilação do nitrato pela vegetação. Também conforme SOUSA, 2003 a taboa provavelmente não atingiu a maturidade.

Outro fator desfavorável foi o fato do sistema ter operado com apenas 1 leito cultivado, com TDH de 12 horas, a metade do valor projetado, o que interferiu negativamente na remoção do nitrogênio.

A presença de alta concentração de nitrato no efluente e maior que de amônia (item 5.2.18), indicou possível estágio avançado da decomposição da matéria orgânica presente, conforme VALENTIM, 1999, pois como os plásticos reciclados são pós-consumo, estão ocorrendo reações bioquímicas de degradação da matéria orgânica presente nos mesmos, do momento do consumo até a lavagem. Este fenômeno é reforçado uma vez que os plásticos são substâncias praticamente inertes e o valor médio determinado do pH do efluente na entrada do sistema foi baixo (5,5).

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 86 mostram-se os valores determinados de nitrato nos pontos coletados durante o período analisado.

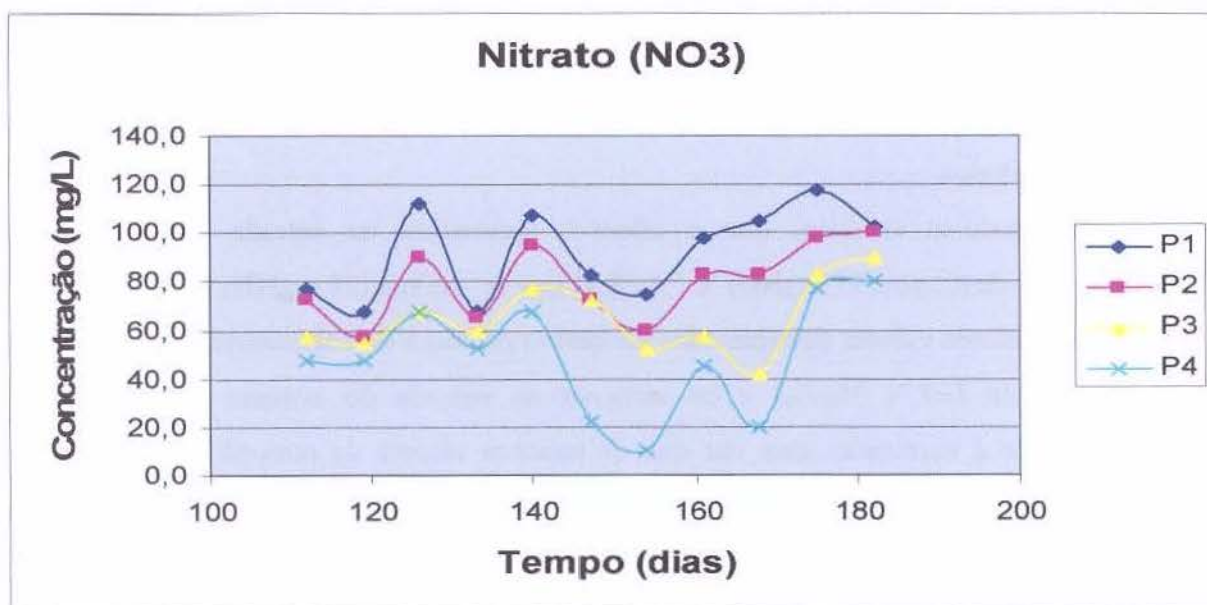


Figura 86 Valores de nitrato (NO_3) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.18 Amônia (NH₃)

A amônia NH₃ foi analisada durante 70 dias de operação do sistema, no período de 29/05 a 07/08/06, tendo começado 112 dias após início da operação do sistema, conforme descrito no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 28: entrada no sistema 21 mgNH₃ L⁻¹ (±1,2; 6%), entrada no RAC 17,4 mgNH₃ L⁻¹ (±1,7; 9,9%), entrada no leito cultivado 15,9 mgNH₃ L⁻¹ (±1; 6,3%) e, lançamento 10,1 mgNH₃ L⁻¹ (±3,7; 36,6%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 29, foram os seguintes: 16,7% antes do RAC, no RAC 8,3%, no leito cultivado 37,1%, onde no sistema foi removido 52,1%. Na Figura 87 e na Tabela 29, mostra-se que houve aumento da remoção, principalmente no leito cultivado, a partir de cerca de 150 dias de operação do sistema e 209 dias de plantio da taboa. Tais dados indicaram que o sistema aumentaria sua eficiência com o passar do tempo, devido à presença de maior biomassa no RAC e melhor desenvolvimento da taboa.

De forma oposta ao observado na série de sólidos, na DQO, coliformes totais e fecais, nitrato entre outros parâmetros, foi observado que os valores da amônia na entrada do sistema, ao longo do experimento (Figura 87), apresentaram menores oscilações, possivelmente devido às concentrações da amônia nos lotes de plásticos lavados serem mais constantes que as dos parâmetros citados.

Observou-se também, que o efluente apresentou na entrada do sistema maior concentração de nitrato (92 mgNO₃⁻ L⁻¹ ± 18,4) que de amônia (21 mgNH₃ L⁻¹ ± 1,2).

Os maiores valores determinados do desvio padrão e do coeficiente de variação, foram no lançamento (±3,7; 36,6%) e os menores na entrada do sistema (±1,2; 6%). Isto possivelmente é explicado uma vez que os maiores valores da remoção da amônia foram obtidos no leito cultivado (37,1%), e os valores da concentração da amônia na entrada do sistema terem sido relativamente constantes (Tabela 28).

O efluente de lavagem de plásticos apresentou concentração de amônia (NH₃) dentro da faixa apresentada pelos esgotos domésticos, porém 30% menor que a sua concentração típica, conforme apresentado no Quadro 4.

As maiores remoções determinadas no sistema foram no leito cultivado (37,1%), antes

do RAC (16,7%) e no RAC (8,3%).

O leito cultivado apresentou maior valor médio de remoção (37,1%) do que o RAC (8,3%).

O sistema apresentou maior remoção de amônia (52,1%) que de nitrato (47%).

Os valores médios de lançamento da amônia estavam de acordo com o limite determinado pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), apresentado no Quadro 7. Este parâmetro não foi especificado pela NBR 9800 (ABNT, 1987) e Decreto 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976b), conforme Quadro 6.

Na Figura 87 mostram-se os valores determinados de amônia nos pontos coletados durante o período analisado.

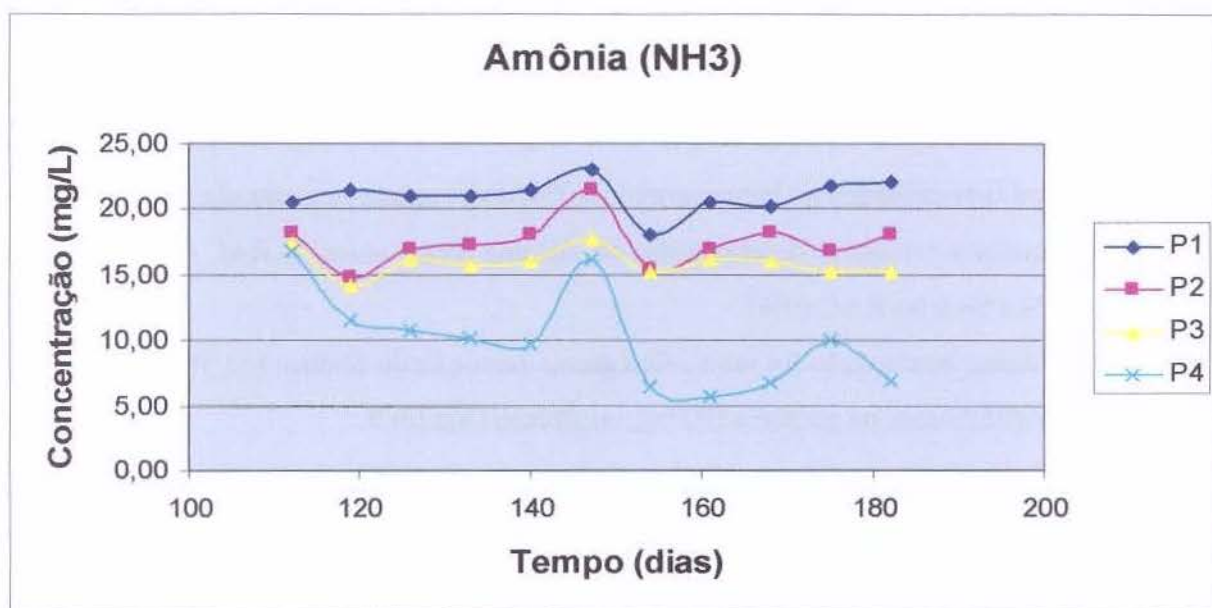


Figura 87 Valores de amônia (NH_3) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P_1 entrada do sistema; P_2 entrada no RAC; P_3 entrada no leito cultivado; P_4 lançamento final

5.2.19 Fósforo (P_i)

O fósforo total (P_i) foi analisado durante 70 dias de operação do sistema, no período de 29/05 a 07/08/06, tendo começado 112 dias após início da operação do sistema, conforme apresentado no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 30: entrada no

sistema $10,9 \text{ mgP L}^{-1}$ ($\pm 1,7$; 15,9%), entrada no RAC $7,1 \text{ mgP L}^{-1}$ ($\pm 0,4$; 6,3%), entrada no leito cultivado $6,4 \text{ mgP L}^{-1}$ ($\pm 0,7$; 12,1%) e lançamento $4,8 \text{ mgP L}^{-1}$ ($\pm 0,8$; 16,3%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 31, foram os seguintes: 33,6% antes do RAC, no RAC 9%, no leito cultivado 24,1%, onde no sistema foi removido 53,3% de fósforo total. Na Figura 88 mostra-se que a remoção ocorreu relativamente com a mesma eficácia independente da concentração de fósforo total na entrada do sistema.

Da mesma forma observada na série de sólidos, na DQO, coliformes totais e fecais, nitrato, entre outros parâmetros, houve constantes alterações nos valores do fósforo na entrada do sistema, devido às diferentes concentrações apresentadas pelo lote de plástico que estava sendo lavado.

Os maiores valores do desvio padrão foram determinados na entrada do sistema ($\pm 1,7$) e os menores na entrada do RAC ($\pm 0,4$). Com relação ao coeficiente de variação, os maiores valores foram determinados no lançamento (16,3%) e os menores na entrada do RAC (6,3%).

As maiores remoções determinadas no sistema foram antes do RAC (33,6%), no leito cultivado (24,1%) e no RAC (9%).

O sistema implantado foi mais eficiente na remoção do fósforo (53,3%) que aquele em operação anteriormente na empresa (9,6%), conforme Quadro 9.

Os dados mostraram que o efluente de lavagem de plásticos apresenta concentração de fósforo total dentro da faixa apresentada pelos esgotos domésticos, porém 21,6% menor que a sua concentração típica, conforme apresentado no Quadro 4.

O RAC apresentou valor médio de remoção (9%), inferior ao apresentado pelo leito cultivado (24,1%).

O reduzido valor da remoção pelo RAC (9%) foi também observado por HUSSAR, 2001, que estudou sistema de tratamento similar ao adotado no presente estudo, onde descreveu que este reator é pouco eficiente na remoção de fósforo.

Comparando-se o valor da remoção de fósforo no LCFSS (24,1%) e o valor total no sistema (53,3%) com aqueles determinados por outros autores, em leitos cultivados similares e sistemas semelhantes, observou-se que: foi próxima porém inferior à determinada em LCFSS por VALENTIM, 1999 (25,3%); foi próxima porém inferior à faixa obtida em LCFV por MAZZOLA, 2003 (25 a 35%); foi superior à obtida em leito cultivado estudado por HUSSAR,

2001 (14,18%); foi inferior à obtida no LCFSS estudado por SOUZA e FERNANDES, 1996 (40%) e ficou dentro da faixa obtida no sistema estudado por CECCONELLO, 2005 (43,4 a 80,2%). Deve ser considerado também que os valores do pH eram mais altos nos leitos e sistemas descritos, assim como no presente estudo houve a operação de apenas um leito cultivado (TDH 12 h), valor inferior à maioria das faixas estudadas de TDH nestes estudos.

No estudo realizado por MAZZOLA, 2003, foi observado maior remoção de fósforo no leito cultivado com *Typha sp* que com *Eleocharis sp*, dado favorável para utilização da taboa (*Typha domingensis*) no LVFSS do presente experimento.

Valores maiores na remoção do fósforo pelo leito cultivado possivelmente seriam obtidos, com o melhor desenvolvimento da vegetação, ocupando toda área do leito e atingindo maior altura adulta, assim como com a operação dos 2 leitos cultivados.

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 88 mostram-se os valores determinados de fósforo nos pontos coletados durante o período analisado.

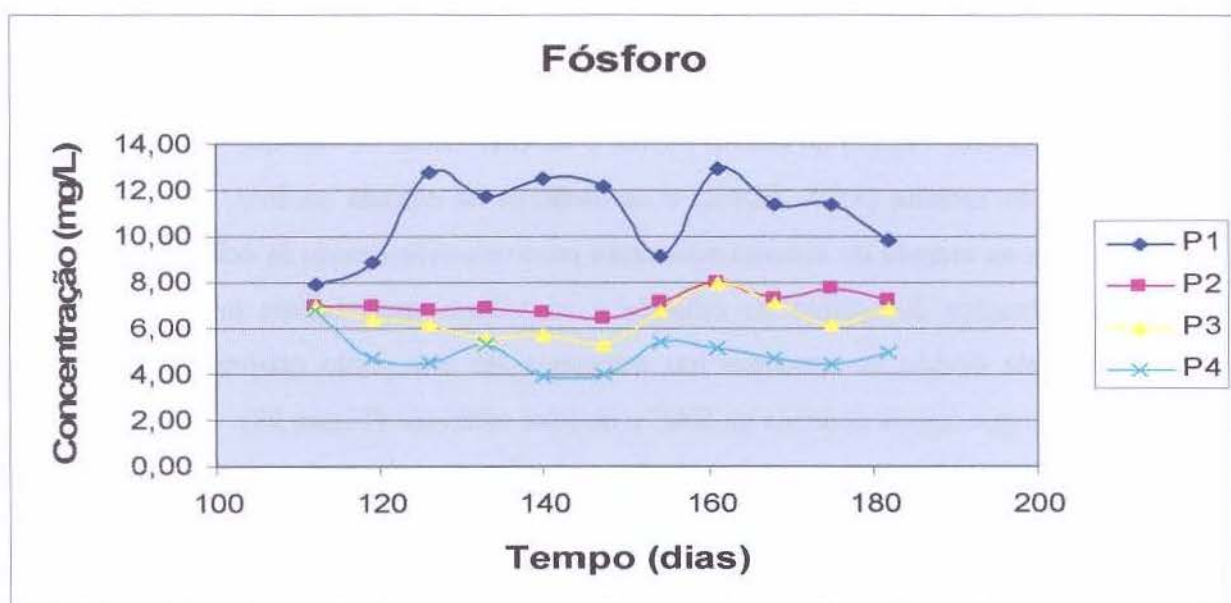


Figura 88 Valores de fósforo total (P_t) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P_1 entrada do sistema; P_2 entrada no RAC; P_3 entrada no leito cultivado; P_4 lançamento final

5.2.20 Fosfato (PO_4^{2-})

O fosfato PO_4^{2-} foi analisado durante 70 dias de operação do sistema, no período de 29/05 a 07/08/06, tendo começado 112 dias após início da operação do sistema, conforme apresentado no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 32: entrada no sistema $35,5 \text{ mgPO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$ ($\pm 5,9$; 16,8%), entrada no RAC $22 \text{ mgPO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$ ($\pm 1,4$; 6,4%), entrada no leito cultivado $19,8 \text{ mgPO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$ ($\pm 2,6$; 13,1%) e lançamento $15 \text{ mgPO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$ ($\pm 2,4$; 16,4%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 33, foram os seguintes: 36,2% antes do RAC, no RAC 10,1%, no leito cultivado 23,5%, onde no sistema foi removido 55,3% de fosfato. Na Figura 89 mostra-se que a remoção ocorreu relativamente com a mesma eficácia independente da concentração de fosfato na entrada do sistema.

Da mesma forma observada na série de sólidos, na DQO, coliformes totais e fecais, nitrato, fósforo, entre outros parâmetros, houve constantes alterações nos valores do fosfato na entrada do sistema, devido às diferentes concentrações apresentadas pelo lote de plástico que estava sendo lavado.

Os maiores valores do desvio padrão e do coeficiente de variação foram determinados na entrada do sistema ($\pm 5,9$; 16,8%) e os menores na entrada no RAC ($\pm 1,4$; 6,4%). Tais valores altos na entrada do sistema ocorreram possivelmente devido às oscilações apresentadas nas concentrações de fosfato do efluente e os valores mais baixos na entrada do RAC, possivelmente devido às remoções nas estruturas até este ponto ocorrerem de forma mais constante do que aquela ocorrida no RAC e no leito cultivado (Figura 89).

Os valores médios de fósforo P_i determinados na entrada do sistema ($10,9 \text{ mgP L}^{-1}$) foram menores que os de fosfato ($35,5 \text{ mgPO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$), indicando que o efluente apresenta maior concentração de fosfato que de fósforo.

Os valores médios de remoção de fosfato pelo sistema (55,3%) foram maiores que os de fósforo (53,3%).

As maiores remoções determinadas no sistema foram antes do RAC (36,2%), no leito cultivado (23,5%) e no RAC (10,1%).

O RAC apresentou valor médio de remoção (10,1%) inferior ao apresentado pelo leito

cultivado (23,5%).

Comparando-se o valor da remoção total do fosfato pelo sistema (55,3%), com aqueles determinados em outros estudos em sistemas semelhantes, observou-se que foi superior à faixa obtida no sistema estudado por SOUSA, 2003 (42,9 a 46,7%).

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 89 mostram-se os valores determinados de fosfato nos pontos coletados durante o período analisado.

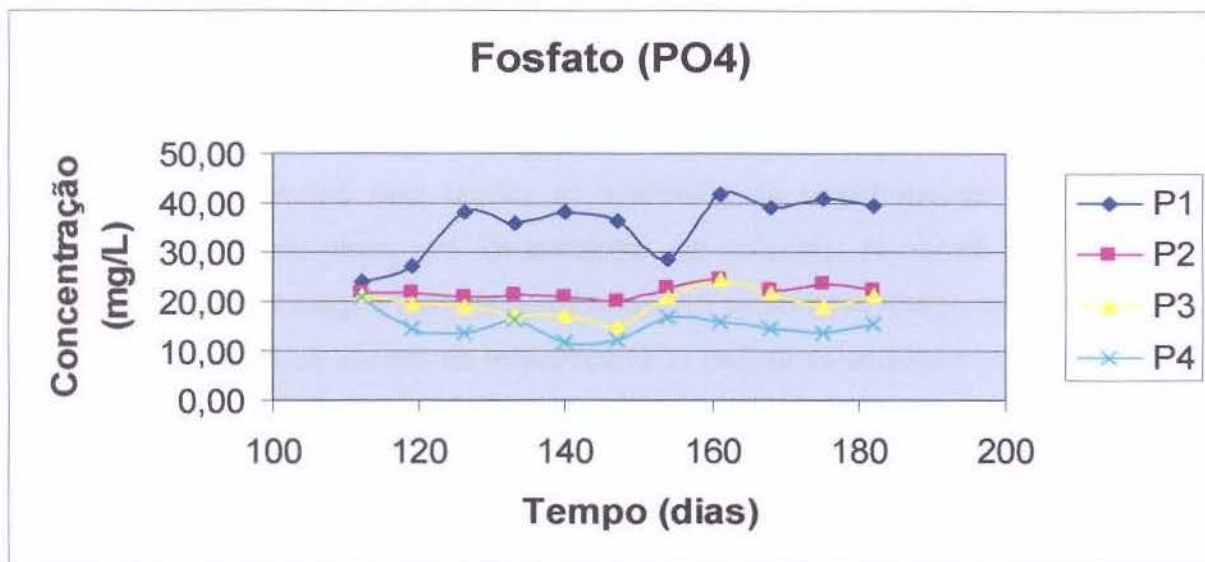


Figura 89 Valores de fosfato (PO_4^{2-}) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.21 Ortofosfato ($\text{P}_2\text{O}_5^{2-}$)

O ortofosfato $\text{P}_2\text{O}_5^{2-}$ foi analisado durante 70 dias de operação do sistema, no período de 29/05 a 07/08/06, tendo começado 112 dias após início da operação do sistema, conforme apresentado no Quadro 11.

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação apresentados nos pontos de coleta, foram respectivamente os seguintes, conforme APÊNDICE A, Tabela 34: entrada no sistema $27,2 \text{ mgP}_2\text{O}_5^{2-} \text{ L}^{-1}$ ($\pm 7,1$; 26,1%), entrada no RAC $16,3 \text{ mgP}_2\text{O}_5^{2-} \text{ L}^{-1}$ (± 1 ; 6,2%), entrada no leito cultivado $14,7 \text{ mgP}_2\text{O}_5^{2-} \text{ L}^{-1}$ ($\pm 1,9$; 13,4%) e lançamento $11,2 \text{ mgP}_2\text{O}_5^{2-} \text{ L}^{-1}$ ($\pm 1,8$; 16,2%).

Os valores médios da remoção descritos no APÊNDICE A, Tabela 35, foram os seguintes: 36,2% antes do RAC, no RAC 9,8%, no leito cultivado 23,4%, onde no sistema foi removido 55% de ortofosfato. Na Figura 90 mostra-se que a remoção ocorreu relativamente com a mesma eficácia independente da concentração de ortofosfato na entrada do sistema.

Da mesma forma observada na série de sólidos, na DQO, coliformes totais e fecais, nitrato, fósforo, fosfato, entre outros parâmetros, houve constantes alterações nos valores do ortofosfato na entrada do sistema, devido às diferentes concentrações apresentadas pelo lote de plástico que estava sendo lavado.

Os maiores valores do desvio padrão e do coeficiente de variação foram determinados na entrada do sistema ($\pm 7,1$; 26,1%) e os menores na entrada no RAC (± 1 ; 6,2%). Tais valores altos na entrada do sistema ocorreram possivelmente devido às oscilações apresentadas nas concentrações de ortofosfato do efluente e os valores mais baixos na entrada do RAC, possivelmente devido às remoções nas estruturas até este ponto ocorrerem de forma mais constante do que aquela ocorrida no RAC e no leito cultivado (Figura 90).

Os valores médios de fósforo P_t determinados na entrada do sistema ($10,9 \text{ mgP L}^{-1}$) foram menores que os de ortofosfato ($27,2 \text{ mgP}_2\text{O}_5^{2-} \text{ L}^{-1}$), que foram inferiores aos de fosfato ($35,5 \text{ mgPO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$), indicando que dos 3 compostos de fósforo avaliados o efluente apresenta maior concentração de fosfato.

As maiores remoções determinadas no sistema foram antes do RAC (36,2%), no leito cultivado (23,4%) e no RAC (9,8%).

Nos 3 compostos de fósforo avaliados, os maiores valores médios de remoção pelo sistema foram: fosfato (55,3%), ortofosfato (55%) e fósforo (53,3%).

O RAC apresentou valor médio de remoção (9,8%), inferior ao apresentado pelo leito cultivado (23,4%).

Não foram especificados valores limites de lançamento para este parâmetro na legislação vigente, expressos nos Quadros 6 e 7.

Na Figura 90 mostram-se os valores determinados de ortofosfato nos pontos coletados durante o período analisado.

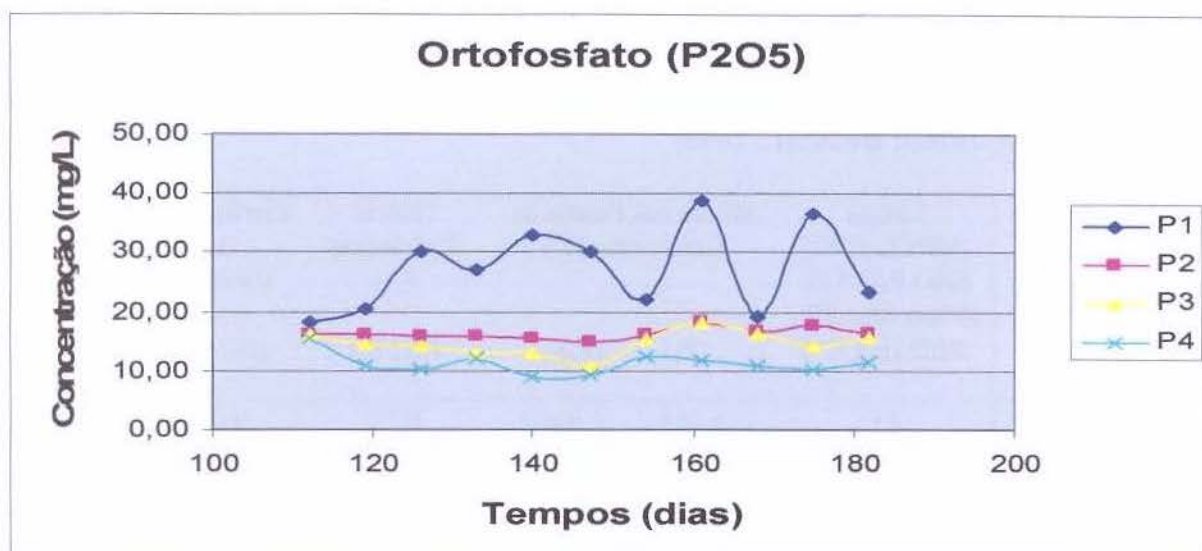


Figura 90 Valores de ortofosfato ($P_2O_5^{2-}$) nos 4 pontos de coleta durante o período de 70 dias de operação do sistema (29/05 a 07/08/06) onde: P₁ entrada do sistema; P₂ entrada no RAC; P₃ entrada no leito cultivado; P₄ lançamento final

5.2.22 Metais Pesados

As análises de metais pesados foram iniciadas a partir de 17/04/06, 70 dias após início de funcionamento do sistema em 06/02/06, sendo realizadas a cada 2 meses, nas datas de 17/04, 19/06 e 11/08/06, conforme apresentado no Quadro 11. Foram analisados 9 metais pesados.

No Quadro 13 são apresentados os valores médios dos 9 metais pesados determinados nos pontos de coleta durante o período analisado, assim como o desvio padrão, coeficiente de variação e a remoção média observada pelo sistema. Também são apresentados os limites destes metais pesados. Como o lançamento do efluente é na rede pública coletora de esgoto, tais limites foram determinados com base na legislação vigente (ABNT, 1987; SÃO PAULO, 1976b; BRASIL, 2005), da mesma forma que foi descrito no item 3.18, para elaboração do Quadro 6, onde foi considerado como limite (quando as legislações apresentavam valores diferentes para um mesmo parâmetro), o menor valor permitido, para ser garantido maior rigor na proteção sócio-ambiental.

Quadro 13 Valores médios de 9 metais pesados avaliados durante 182 dias de operação (17/04/06 a 11/08/06), na entrada do sistema (P₁), lançamento final (P₄), remoção média e limites de lançamento para efluentes em rede pública coletora de esgoto (ABNT, 1987; SÃO PAULO, 1976b; BRASIL, 2005)

Metal Pesado	Limite ABNT, 1987; SÃO PAULO, 1976b;BRASIL, 2005 (mg L ⁻¹)	Média nos Pontos de Coleta (mg L ⁻¹)		Desvio Padrão(mg L ⁻¹) (P ₁ / P ₂)	Coeficiente de Variação (%) (P ₁ / P ₂)	Remoção Média (%)
		(P ₁)	(P ₄)			
1. Antimônio	**	< 0,01*	< 0,01*	0 / 0	0 / 0	-
2. Arsênio	0,5	< 0,01*	< 0,01*	0 / 0	0 / 0	-
3. Cádmio	0,1	0,18	< 0,05 *	±0,1 / ±0,1	55,7 / 0	72,3 ou mais
4. Chumbo	0,5	0,98	< 0,1*	±0,3 / ±0	31,7 / 0	89,8 ou mais
5. Cobre	1	0,55	< 0,10*	±0,05 / ±0	9,4 / 0	82 ou mais
6. Cromo	0,5	0,33	0,06	±0,07 / ±0,01	22,6 / 15,7	82,7
7. Mercúrio	0,01	< 0,005*	< 0,005*	±0 / ±0	0 / 0	-
8. Selênio	0,3	< 0,01*	< 0,01*	±0 / ±0	1,7 / 0	-
9. Zinco	5,0	2,45	0,63	±0,04 / ±0,3	1,64 / 47,5	74,1

Obs.: * Valor aproximado na entrada e ou no lançamento, devido valor exato ser inferior à leitura.

** Valor limite não apresentado pelas legislações consideradas.

Os dados obtidos mostraram que, com exceção do chumbo, todos os valores médios dos metais pesados analisados na entrada do sistema apresentavam valores semelhantes ou inferiores aos limites de lançamento descrito na Resolução CONAMA 357, 2005 (BRASIL, 2005), apresentados no Quadro 7. Os valores médios do chumbo, no entanto, estavam dentro dos limites de lançamento descritos pela ABNT, 1987 e SÃO PAULO, 1976b, apresentados no Quadro 6. Portanto, observou-se que o efluente estudado, na entrada do sistema, apresentou reduzida concentração de metais pesados e estava de acordo com a legislação vigente.

A importância da determinação do valor médio da concentração de metais pesados na entrada do sistema está relacionada às seguintes questões, entre outras:

- critério para escolha do tipo de disposição final mais adequada para os resíduos da poda da taboa, tais como aterro sanitário, fabricação de artesanatos; e,
- critério para escolha do tipo de disposição final mais adequada para o lodo gerado pelo sistema, tais como possibilidade de aplicações agrícolas, aterro sanitário.

Como não foi caracterizado o lodo gerado pelo sistema implantado, salienta-se que os valores de metais pesados dos resíduos de sedimentação dos 2 tanques existentes no sistema

anterior de tratamento de efluente em operação na empresa, foram determinados nas análises preliminares (Quadro 10). Observou-se que os metais pesados analisados estavam de acordo com os limites descritos pelas normas USEPA 40 CFR part 503 (ROCHA, 1999; APHA, 2000) e Resolução CONAMA 375: 2006 (BRASIL, 2006), apresentados no Quadro 8.

Pelo motivo dos valores dos metais pesados do efluente na entrada do sistema serem semelhantes ou inferiores aos limites de lançamento descrito na Resolução CONAMA 357: 2005 (BRASIL, 2005), (com exceção do chumbo porém este parâmetro atendia os limites das legislações ABNT, 1987 e SÃO PAULO, 1976b) e nas análises preliminares ser determinada reduzida concentração de metais pesados nos resíduos sedimentados, pode-se concluir que o lodo gerado pelo sistema, possivelmente também estava dentro dos limites descritos pelas normas USEPA 40 CFR part 503 (ROCHA, 1999; APHA, 2000) e Resolução CONAMA 375: 2006 (BRASIL, 2006) apresentados no Quadro 8, fator favorável para estudos futuros sobre sua aplicação na agricultura, assim como à destinação dos possíveis resíduos das podas da vegetação do leito cultivado, para a confecção de artesanatos.

Com relação à remoção efetuada pelo sistema, para o antimônio, arsênio, mercúrio e selênio, não foi possível determiná-la, porque os valores exatos da entrada e da saída foram abaixo da leitura. Para o cádmio, chumbo e cobre, como pelo mesmo motivo foi possível determinar o valor de entrada, porém apenas o valor aproximado no lançamento, os valores médios da remoção para estes parâmetros foram os seguintes: cádmio remoção mínima de 72,3%, chumbo de no mínimo 89,8% e cobre de no mínimo 82%. Para o cromo a remoção foi de 82,7% e para o zinco de 74,1%. Portanto, observou-se que o sistema foi eficaz na remoção destes metais, de acordo com as descrições feitas por CECCONELLO, 2005 e SOUSA, 2003, sobre a capacidade dos leitos cultivados em remover metais pesados.

Os desvios padrões e coeficientes de variações observados na entrada do sistema para os metais pesados cujos valores foram exatamente determinados (cádmio, chumbo, cobre, cromo, zinco), indicam existir alterações nas concentrações destes parâmetros no efluente, da mesma forma que foi observada em outros, dependendo do lote de plástico que estava sendo lavado.

No sistema estudado por CECCONELLO, 2005 o efluente (lixiviado de aterro ou chorume) apresentava concentração média de zinco na faixa de 0,05 a 0,25 mg L⁻¹, onde a remoção apresentada deste metal pelos leitos cultivados estudados foi de 44 a 99,5%.

Observou-se que a remoção obtida de zinco pelo sistema no presente estudo (74,1%) estava dentro da faixa obtida por esta citada autora, mesmo a concentração média observada de zinco no efluente estudado (2,45 mg L⁻¹) sendo muito maior que a determinada no efluente utilizado nos estudos por CECCONELLO, 2005.

Como nas análises de caracterização preliminar do efluente (Quadro 9) foram determinados metais pesados apenas no lançamento, não foi possível comparar os valores de remoção para estes parâmetros, pelo sistema anteriormente em operação com os do sistema implantado. Portanto não foi possível determinar qual dos sistemas apresentou maior eficiência. Observou-se no entanto, que ao serem comparados os valores dos metais pesados determinados no lançamento, na caracterização preliminar, com a média determinada durante operação do sistema implantado, notou-se que:

- para antimônio, arsênio, cádmio e mercúrio os valores foram semelhantes;
- para chumbo e selênio o sistema implantado apresentou valores maiores de remoção; e,
- para cromo o sistema implantado apresentou valores menores de remoção.

Foi observado que todos os valores dos metais pesados analisados no lançamento do efluente, estavam de acordo com a legislação vigente apresentada nos Quadros 6 e 7, conforme Quadro 13.

5.2.23 Desenvolvimento e Crescimento da Taboa

As observações e análises do desenvolvimento e crescimento da taboa foram realizadas durante 241 dias de monitoramento do sistema. Foram as primeiras a iniciarem, começando em 26/12/05, 17 dias após o plantio e ocorreram até a data de 07/08/06, conforme apresentado no Quadro 11. A metodologia utilizada para determinar o desenvolvimento e crescimento da taboa (*Typha domingensis* Person) foi descrita no item 4.2.4.1.2. Os valores das alturas obtidas das plantas são apresentados no APÊNDICE A, Tabela 38.

O plantio foi realizado a 15 cm da brita, porque foi observado que quando ocorreu a 20cm dificultou o desenvolvimento dos brotos (VELENTIM, 1999).

Durante todo o período analisado não foi observado florescimento da taboa, porém como foi descrito por CECCONELLO, 2005, o florescimento pode ocorrer a partir de 2 anos após o plantio. O desenvolvimento foi somente por brotação e em touceira, sendo a cada

brotação verificada menor altura média adulta (Tabela 38 e Figura 91).

Não foi encontrada na literatura consultada referência de perfil similar de desenvolvimento e crescimento de taboa em leito cultivado onde, em especial, apresentaram-se brotações, não houve florescimento, porém atingiram alturas adultas sucessivamente menores (Figura 91). Este comportamento foi oposto aos determinados nos estudos feitos por SOUSA, 2003 (*Typha domingensis* Person) e VALENTIM, 1999 (*Typha sp*), onde em ambos o cultivo ocorreu em LCFSS.

Conforme apresentado na Tabela 38, foi observado que as plantas A₁, A₂ e A₃ apresentaram maior altura média adulta que A₄ e A₅. Como estas últimas estavam em pontos sucessivamente mais longe da entrada do efluente, o crescimento maior pelas primeiras plantas pode ser explicado pela maior quantidade de nutrientes nos pontos mais próximos da entrada, favorecendo o crescimento (SOUSA, 2003). No entanto, foi observado também que as plantas A₃, que estavam localizadas um pouco após o meio do leito, apresentaram as maiores alturas médias e as A₄, próximas a elas, foram as que apresentaram as menores alturas.

Foi observado período menor para as macrófitas alcançarem estabilidade no leito cultivado, quando comparado a outros estudos, ou seja, momento a partir do qual não foram mais observadas mortes das mudas plantadas. Conforme apresentado no Quadro 14, a maturidade foi alcançada a partir da data de 23/01/06, ou seja 45 dias após o primeiro plantio. Este período foi inferior ao determinado nos estudos de SOUSA, 2003 (4 meses), que também utilizou *Typha domingensis* Person em LCFSS e nos estudos por CECCONELLO, 2005 (acima de 90 dias), que cultivou *Typha sp* em LCFSS. Salienta-se que no presente estudo não foi acrescentado fertilizante ou nutriente no leito cultivado durante período de adaptação das macrófitas, onde as plantas foram mantidas em água, procedimento semelhante a VALENTIM, 1999. No entanto, SOUSA, 2003 acrescentou fertilizante (superfosfato simples - K₂HPO₄.7H₂O) e CECCONELLO, 2005 nutrientes (chorume diluído).

Foi apresentado número maior de perfilhamento da taboa (capacidade de produção de afilhos a partir do rizoma), comparado a outros estudos, como nos realizados por CECCONELLO, 2005, onde o efluente de lagoa de contenção de aterro (lixiviado ou chorume) foi submetido a pós-tratamento em LCFSS vegetados com taboa (*Typha sp*) e juncus (*Eleocharis sp*), em monocultivo e consórcio, sendo o maior número de afilhos produzidos pela taboa de 5 e no presente experimento foi de 7.

As plantas amostradas não atingiram a altura mínima adulta descrita por AMARAL e PANSARIN, 2006; POTT e POTT, 2000; e, VALENTIM, 1999. Somente 4 plantas amostradas da primeira brotação, atingiram a altura adulta mínima descrita por REITZ, 1984 (1,1 m), conforme apresentado na Tabela 38. Não foi observado preenchimento de toda área do leito cultivado pela taboa, embora cada planta apresentasse até 7 brotos. Portanto, foi decidido não realizar nenhuma vez a poda da vegetação. O tempo de vida das plantas foi em média de 120 dias.

Como durante o presente experimento as concentrações médias de alguns parâmetros na entrada do leito cultivado foram de: DQO ($834 \text{ mg L}^{-1} \pm 67$), nitrato ($65 \text{ mgNO}_3^- \text{ L}^{-1} \pm 14,3$), amônia ($15,9 \text{ mgNH}_3 \text{ L}^{-1} \pm 1$) e fósforo ($6,4 \text{ mgP L}^{-1} \pm 0,7$), observou-se que tais valores foram semelhantes ou superiores àqueles apresentados pelos efluentes (esgoto doméstico) que alimentaram os leitos cultivados vegetados com taboa, nos estudos realizados por VALENTIM, 1999; VALENTIM, 2003; SOUSA, 2003; MAZZOLA, 2003; SOUZA e BERNARDES, 1996; LIMA, 1998; e, MANSOR, 1998 e inferiores para o efluente utilizado por CECCONELLO, 2005 (efluente de lagoa de contenção de aterro), quanto à DQO. Portanto, pode-se concluir que possivelmente a taboa no presente experimento, não atingiu altura média adulta maior, devido em especial aos valores baixos do pH no leito cultivado, que em média foram de $5,4 \pm 0,2$, inferior ao observados nos citados estudos e não devido à deficiências nutricionais.

Provavelmente as plantas da primeira brotação apresentaram os maiores valores médios de altura adulta, porque o leito cultivado foi abastecido somente com água até 59 dias após o plantio, ou seja, estas plantas foram as que tiveram um período menor de contato com o efluente, dentre as demais amostradas.

Quanto à adaptação da taboa, observou-se que das 36 mudas inicialmente plantadas, havia ao final do experimento, após 8 meses de cultivo, 249 plantas. Este valor foi próximo porém inferior ao número de plantas obtido por VALENTIM, 1999, que de 40 plantas iniciais, obteve após pouco mais de 4 meses do plantio, 270 plantas. Salienta-se porém que o número de plantas por m^2 adotado por este autor (10 plantas por 1 m^2), foi aproximadamente 10 vezes maior que o adotado no presente estudo (1 planta por $1,2 \text{ m}^2$), assim como o pH do efluente que utilizou era cerca de 7,9, muito maior que a média observada no LCFSS do presente trabalho ($5,4 \pm 0,2$). No entanto, observou-se no presente estudo a obtenção de um número

próximo de plantas no LCFSS, após aproximadamente o dobro do tempo utilizado por VALENTIM, 1999, para adaptação da macrófita. Portanto, os dados obtidos mostraram que a *Typha domingensis* Person no sistema estudado estava em processo de adaptação onde, mesmo não tendo atingido altura adulta descrita na literatura, nem florescido, estava adaptando-se com sucesso no LCFSS e possivelmente, num período maior de análise, alcançaria estabilidade.

Embora a *Typha domingensis* não tenha alcançado a altura adulta descrita na literatura nem preenchido toda superfície do leito após 241 dias do plantio, POTT e POTT, 2000 descrevem que esta espécie de taboa é a mais resistente a alterações de pH e que, portanto, dentre as demais espécies de taboa, é recomendada para ser utilizada em leitos cultivados para tratamento do efluente estudado, devido aos reduzidos valores de pH que apresenta, assim como às alterações abruptas e acentuadas que está sujeito.

Recomenda-se que o valor plantado de 1 planta para cada 1,20 m² na área do leito (valor próximo ao recomendado em CECCONELLO, 2005) pode ser aumentado, pois VALENTIM, 1999 utilizou 10 mudas para cada 1 m², SOUSA, 2003 utilizou 9 plantas por m² e CECCONELLO, 2005 utilizou 17,6 mudas por 1,30 m², para que seja obtido o preenchimento mais rápido do leito pela planta.

Não foi feito plantio de número maior de plantas por m², porque como as características do efluente não eram bem conhecidas, assim como o perfil do desenvolvimento da *Typha domingensis* Person em LCFSS abastecido com efluente de lavagem de plásticos. Procurou-se promover a adaptação da taboa ao efluente, a partir de um número menor de mudas.

Não se recomenda fazer reposições com plantas armazenadas em água desde o momento da coleta, pois neste experimento, todas aquelas que foram repostas desta maneira morreram. A reposição bem sucedida foi através da coleta e plantio imediato.

O nível do efluente foi mantido durante todo período de monitoramento do leito cultivado, no nível da brita ou levemente acima, pois quando era reduzido para o valor projetado (1 m) a vegetação secava. Este procedimento era para promover o crescimento das plantas e estava de acordo com as recomendações descritas por CECCONELLO, 2005; SOUSA, 2003; VALENTIM, 2003 e VALENTIM, 1999.

A falta da necessidade de podas periódicas, assim como o preenchimento incompleto

do leito, indicaram que o leito cultivado necessitou de um período adicional para alcançar a maturidade, de no mínimo 2 anos após o plantio da vegetação (SOUSA, 2003).

As ocorrências do cultivo durante todo período avaliado estão descritas no Quadro 14.

Para determinação do desenvolvimento e crescimento da taboa, foi utilizada a metodologia descrita no item 4.2.4.1.2, onde inicialmente foram escolhidas 5 plantas do primeiro plantio, todas com brotos, para comporem a amostragem inicial.

As primeiras medidas foram feitas a partir dos brotos destas mudas plantadas, até ser observado que o valor da altura permanecia constante, que foi determinado como máximo crescimento do vegetal, onde se dava por encerrado a retirada de medidas desta planta. A partir desta data, outro broto da mesma touceira da planta escolhida inicialmente para compor a amostragem, aleatoriamente, de altura inferior àquela anteriormente medida, era escolhido para iniciar um novo período de medições do crescimento.

Durante o experimento não foram tiradas medidas dos rizomas e das raízes das macrófitas, para avaliação do seu desenvolvimento.

Na Figura 91 apresenta-se o crescimento médio da taboa durante 241 dias de avaliação.

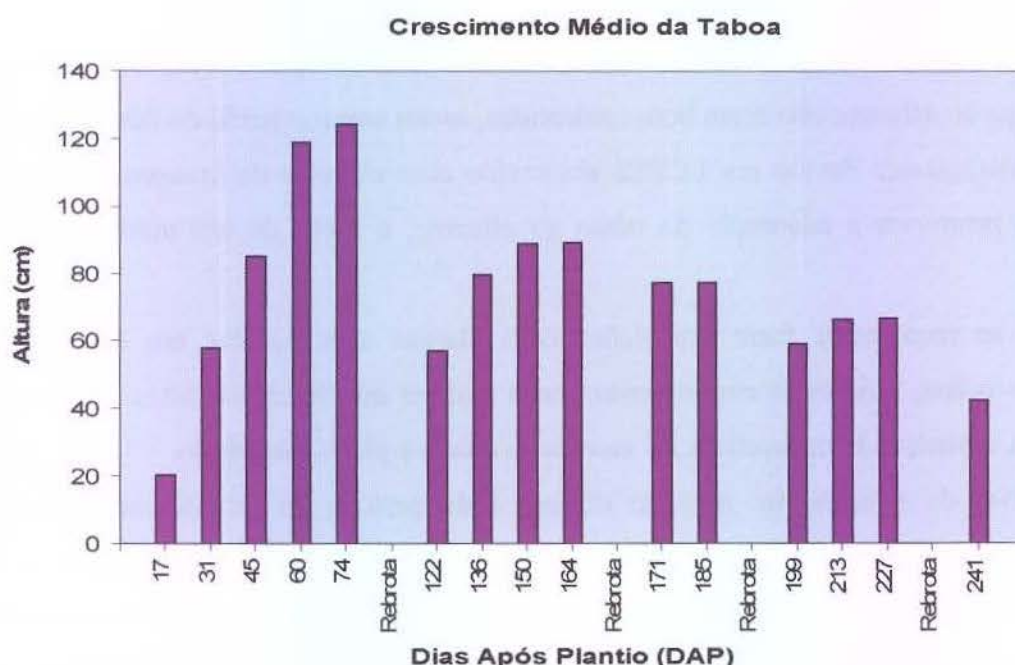


Figura 91 Crescimento médio da taboa durante 241 dias de cultivo em leito cultivado de fluxo subsuperficial (LCFSS)

Quadro 14 Acompanhamento do desenvolvimento da taboa (*Typha domingensis* P.) em LCFSS no pós-tratamento de efluente de RAC de indústria recicladora de plásticos

Data	Ocorrências
09/12/05	1º Plantio: 36 mudas (1 muda para cada 1,20 m ²).
26/12/05	Início da medição da primeira brotação; 2º plantio: 15 plantas, repostas com mudas coletadas em 09/12/05 (armazenadas em recipiente com água).
09/01/06	3º Plantio: 19 mudas (morreram todas as plantas do 2º plantio e 4 do 1º plantio); reposição com mudas coletadas a campo do mesmo local do 1º plantio.
23/01/06	Não foi observada morte de nenhuma muda plantada a partir desta data.
06/02/06	Início do abastecimento com efluente do RAC (até esta data o abastecimento foi com água).
16/02/06	As plantas começaram a ficar amareladas e secarem, porém não morreram.
21/02/06	Término da medição da primeira brotação.
13/03/06	Interrupção do abastecimento com efluente para serem feitas alterações na estrutura do RAC (o abastecimento voltou a ser com água).
24/03/06	Reiniciado abastecimento com efluente do RAC.
10/04/06	Início da medição da segunda brotação.
22/05/06	Término da medição da segunda brotação.
29/05/06	Início da medição da terceira brotação.
12/06/06	Término da medição da terceira brotação.
26/06/06	Início da medição da quarta brotação.
24/07/06	Término da medição da quarta brotação.
07/08/06	Início da medição da quinta brotação; último monitoramento da taboa, havia 249 plantas no leito cultivado.

5.3 Caracterização Geral do Efluente, Remoção, Eficiência e Avaliação da Tecnologia Implantada

A caracterização geral do efluente foi obtida através da determinação dos valores médios dos parâmetros analisados na entrada do sistema e está apresentada no Quadro 15.

Pela análise dos parâmetros avaliados, o efluente de lavagem de plásticos estudado, em escala real, apresentou as seguintes características:

- reduzido valor de pH; inferior ao esgoto doméstico descrito por VON SPERLING, 1995; ao efluente de lavagem de resíduos plásticos, caracterizado em escala laboratorial por REMEDIO, 1999; ao chorume determinado por CECCONELLO, 2005; às observadas em águas residuárias de suinocultura por FERNANDES e OLIVEIRA, 2006;
- comparado ao efluente caracterizado por REMEDIO, 1999, apresentou maiores concentrações para quase toda série de sólidos (exceto para sólidos totais fixos e sólidos dissolvidos fixos) e para turbidez; menores concentrações foram determinadas para pH e DQO; como o efluente estudado neste trabalho apresentou menor concentração de STF e de SDF e maiores de STV e de SDV, isto indicou maior presença de matéria orgânica que no efluente caracterizado por REMEDIO, 1999; os valores menores do pH foram devidos às características próprias do efluente estudado e a não ter sido acrescentado nenhum produto (agente limpante) no processo de lavagem, situação oposta à observada no estudo por REMEDIO, 1999, onde havia acréscimo de NaOH;
- comparado ao esgoto doméstico, apresentou concentrações altas e superiores para toda série de sólidos, DQO e nitrato; para coliformes totais, *E. coli*, amônia e fósforo foram altas, porém semelhantes (VON SPERLING, 1995);
- as concentrações de série de sólidos, DQO, pH, coliformes totais, *E. coli*, nitrato, fósforo, fosfato, ortofosfato, cádmio, chumbo, cromo, zinco, estiveram sujeitas a alterações abruptas e acentuadas, principalmente a série de sólidos, apresentando altos valores de desvio padrão e ou coeficientes de variação, que são devidas às diferentes concentrações apresentadas nos lotes de resíduos plásticos que estavam sendo lavados;
- altas concentrações de sólidos totais, onde não foram encontrados na literatura consultada valores maiores, onde o valor médio, desvio padrão e coeficiente de variação foram respectivamente: 65.477 mg L^{-1} ; ± 66.009 ; 100,8%;
- altas concentrações de fosfato e ortofosfato;

- as concentrações dos sólidos suspensos totais foram superiores às determinadas em águas residuárias de suinocultura (FERNANDES e OLIVEIRA, 2006);
- os valores da turbidez foram altos, maiores que os determinados no estudo por REMEDIO, 1999; apresentou valores de coeficiente de variação inferiores aos daqueles parâmetros com maiores valores, indicando existir menores alterações no valor de entrada, devido às sugidades apresentadas pelos plásticos lavados;
- os valores médios da temperatura ($19,4\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1,5$) foram inferiores à temperatura média ambiente determinada no período de 01/06/1988 a 21/05/2006 ($22,3\text{ }^{\circ}\text{C}$) na estação Meteorológica da UNICAMP.001, conforme OTAVIAN, 2007, porém foram superiores à média ambiente determinada por esta estação meteorológica, para o período de análises que foi de 17/04 a 07/08/2006 ($18,8\text{ }^{\circ}\text{C}$); o valor médio reduzido da temperatura pode ser explicado uma vez que o período de análises ocorreu em época de outono/inverno, quando naturalmente pode haver redução da temperatura do meio e o processo de lavagem dos plásticos ocorrer a temperatura ambiente; os valores do desvio padrão se mantiveram relativamente constantes no sistema; os maiores valores do coeficiente de variação foram determinados na entrada do sistema e os menores no lançamento, mostrando que houve maior alteração na entrada do que durante o processo de tratamento; foi observado redução da temperatura do efluente estudado ao passar pelo sistema de tratamento, da mesma forma verificada por CECCONELLO, 2005 e por SOUSA, 2003; e,
- reduzida concentração de metais pesados, com desvios padrões muito baixos, porém para cádmio, chumbo, cromo e zinco foram determinados altos valores de coeficiente de variação, indicando existir para estes metais pesados maiores alterações no valor de entrada.

Os valores da remoção destes parâmetros pelo sistema foram obtidos através de cálculo utilizando a Equação (4.67), apresentada no item 4.2.4.1 e estão expressos em porcentagem no Quadro 15 e nas Figuras 92 (a e b).

A falta de operação de um dos leitos cultivados possivelmente interferiu na eficiência da remoção dos parâmetros avaliados, onde provavelmente com a operação dos 2 leitos projetados e construídos, valores maiores seriam obtidos para todos eles. Mesmo assim, comparando-se os valores médios de lançamento do efluente tratado (Quadro 15) com aqueles determinados no lançamento do efluente antes da operação do sistema instalado, obtidos na

caracterização preliminar (Quadro 9), observa-se que o sistema instalado apresentou maior eficiência de remoção que o sistema anteriormente em operação na indústria.

Embora os valores médios do pH tenham sido muito baixos na entrada do sistema ($5,5 \pm 0,43$), observou-se que foram mantidos na saída ($5,5 \pm 0,1$). Também foi observado que os valores da entrada e saída do RAC ($5,1 \pm 0,26$; $5,4 \pm 0,2$) e os da entrada e saída do leito cultivado ($5,4 \pm 0,2$; $5,5 \pm 0,1$), estavam dentro da faixa adequada para o desenvolvimento de microrganismos, responsáveis pelo tratamento biológico do efluente (4 a 9,5). Porém não favoreceu a atuação de bactérias nitrificantes, que atuam melhor em pH acima de 7,2 e de bactérias desnitrificantes, que melhor agem entre 6,5 e 7,5 (CECCONELLO, 2005). Pode ter havido redução das atividades de microrganismos anaeróbios, que melhor atuam em pH entre 6,3 a 7,8 (NOUR, 1996a). Foi observado aumento do pH do efluente no RAC e no leito cultivado.

As temperaturas na entrada e saída do RAC ($18,5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1$; $18,7\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1,2$) e as de entrada e saída do leito cultivado ($18,7\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1,2$; $17,8\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,8$) estiveram dentro da faixa apropriada para o desenvolvimento de microrganismos envolvidos no processo de remoção dos poluentes (10 a $50\text{ }^{\circ}\text{C}$), conforme VON SPERLING, 1996.

Dos 30 parâmetros analisados no efluente, foi observado que nas estruturas preliminares e de tratamento primário (estruturas antes do RAC), ocorreu as maiores remoções para: ST (80,7%), STF (65,1%), STV (80,6%), SST (91,3%), SSF (87,6%), SDF (53%), SDV (86,8%), SS (87,1%), DQO (43,6%), P_t (33,6%), fosfato (36,2%), ortofosfato (36,2%). No leito cultivado foram observadas as maiores remoções para: turbidez (63,3%), SDT (62,9%), nitrato (27,1%) e amônia (37,1%). Salienta-se que para os parâmetros coliformes totais, coliformes fecais (*E. coli*) e metais pesados, como foram determinados somente na entrada e no lançamento, não foi possível compará-los com valores obtidos em outros pontos do sistema para ser determinado onde ocorreu a maior remoção.

As remoções obtidas no RAC para os parâmetros nele analisados foram as seguintes: turbidez (40%), ST (51%), STF (39,6%), STV (50,3%), SST (62,5%), SSF (40,4%), SSV (63,9%), SDT (31,8%), SDF (48,2%), SDV (26,2%), SS (88,1%), DQO (4,5%), nitrato (17,5%), amônia (8,3%), fósforo (9%), fosfato (10,1%) e ortofosfato (9,8%).

Da mesma forma, as remoções obtidas no leito cultivado foram as seguintes: turbidez (63,3%), ST (38,5%), STF (17,1%), STV (37,5%), SST (44%), SSF (62%), SSV (41,1%),

SDT (62,9%), SDF (13,7%), SDV (34,3%), SS (100%), DQO (3,9%), nitrato (27,1%), amônia (37,1%), fósforo (24,1%), fosfato (23,5%) e ortofosfato (23,4%).

Comparando-se os valores das remoções obtidas no RAC com aquelas obtidas no leito cultivado, no RAC as maiores remoções foram para: ST, STF, STV, SST, SSV, SDF, DQO e no leito cultivado as maiores remoções foram para: turbidez, SSF, SDT, SDV, SS, nitrato, amônia, fósforo, fosfato e ortofosfato.

Os dados obtidos mostram que o sistema foi eficiente no tratamento do efluente de lavagem de plásticos, onde os valores obtidos da remoção total pelo sistema, para os parâmetros avaliados, variaram de 47% (nitrato) a 100% (sólidos sedimentáveis) e os valores no lançamento para todos os parâmetros (exceto pH) atenderam à legislação vigente. Salienta-se que os valores médios do pH no lançamento estavam de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), porém estavam 0,5 abaixo do padrão de lançamento de efluente industrial em coletor público de esgoto, para a NBR 9800 (ABNT, 1987) e Decreto 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976b), que possivelmente poderia enquadrar-se a estas normas, com a operação do outro leito cultivado.

A implantação, monitoramento e operação de tecnologia nos 4 níveis usuais de tratamento de efluentes (VON SPERLING, 1995) e disposição dos resíduos gerados em leito de secagem (Figura 40), onde foram utilizadas no tratamento preliminar (tanque de sedimentação e peneira estática), no tratamento primário (tanque equalizador ou pulmão), no tratamento secundário (RAC) e no tratamento terciário (LCFSS) que são bastante raros no Brasil, mostrou que:

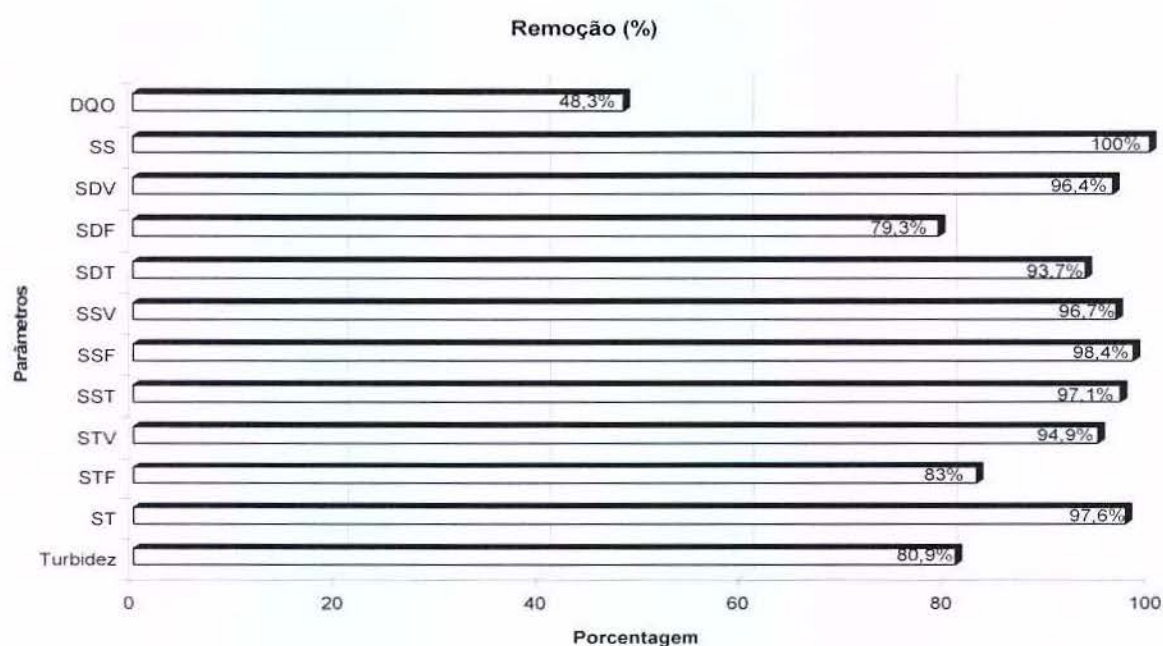
- foi apropriada para o tratamento do efluente estudado, em especial, suportando alterações acentuadas e abruptas de sólidos, carga orgânica e reduzidos valores de pH;
- apresentou reduzido custo de implantação e operação, sendo possível a adaptação de estruturas pré-existentes;
- apresentou facilidade operacional;
- a existência do tratamento preliminar e primário foi fundamental no processo de tratamento deste efluente, para o alcance de parâmetros de lançamento adequados à legislação vigente;
- as estruturas preliminares também foram muito importantes no reaproveitamento dos resíduos plásticos contidos no efluente;

- foi tecnicamente melhor apropriada para o tratamento do efluente e disposição dos resíduos gerados, que a existente anteriormente na indústria (Figuras 37 a 39);
- promoveu acentuada melhora nas condições sanitárias e operacionais da indústria e no seu entorno; e,
- no RAC, no LCFSS e no sistema adotado, os valores das remoções para os parâmetros neles analisados, foram superiores, inferiores, próximos ou semelhantes aos obtidos em outros estudos realizados.

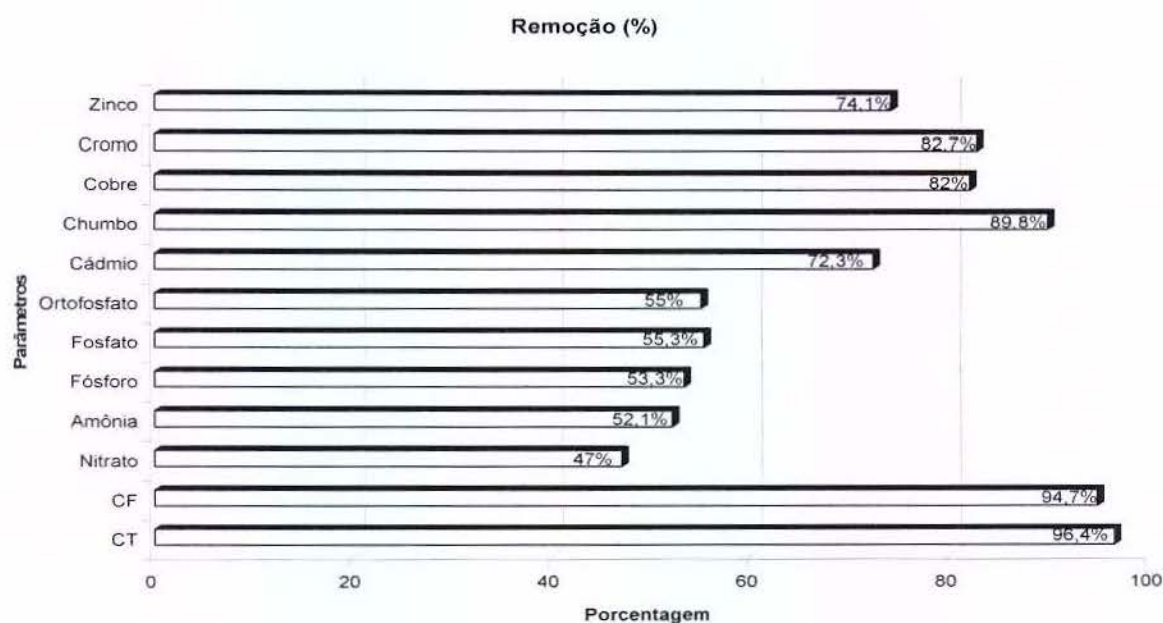
No Quadro 15 apresentam-se os valores médios dos parâmetros avaliados para caracterizar o efluente de lavagem de plásticos, assim como os respectivos valores de lançamento, de nível padrão e porcentagem de remoção pelo sistema. Na Figura 92 (a e b) são apresentados os valores da remoção pelo sistema, expressos em porcentagem, para cada parâmetro avaliado.

Quadro 15 Valores médios e desvio padrão da caracterização do efluente de lavagem de plásticos na entrada e saída do sistema e remoção

PARÂMETRO	ENTRADA ± DP (P ₁)	SAÍDA ± DP (P ₄)	REMOÇÃO (%)
1. pH	5,5 ± 0,43	5,5 ± 0,1	-
2. Turbidez (NTU)	2206 ± 157	422 ± 21	80,9
3. Temperatura (°C)	19,4 ± 1,5	17,8 ± 0,8	-
4. Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	65.477 ± 66.009	1566 ± 862	97,6
5. Sólidos Totais Fixos (mg L ⁻¹)	2353 ± 1245	400 ± 99	83
6. Sólidos Totais Voláteis (mg L ⁻¹)	63.124 ± 64.838	937 ± 713	94,9
7. Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	52.778 ± 43.235	204 ± 112	97,1
8. Sólidos Suspensos Fixos (mg L ⁻¹)	1059 ± 897	16 ± 11	98,4
9. Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	51.719 ± 42.545	188 ± 111	96,7
10. Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	21.636 ± 33.283	1362 ± 844	93,7
11. Sólidos Dissolvidos Fixos (mg L ⁻¹)	1294 ± 700	383 ± 102	79,3
12. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg L ⁻¹)	21.226 ± 32.811	750 ± 692	96,4
13. Sólidos Sedimentáveis (ml L ⁻¹)	62 ± 91	0 ± 0	100
14. DQO (mg/L ⁻¹)	1743 ± 597	800 ± 51	48,3
15. Coliformes Totais (NMP/100 ml)	2,9x10 ⁹ ±2,4x10 ⁹	1,3x10 ⁸ ±1x10 ⁸	96,4
16. Coliforme Fecais (NMP/100 ml)	1,4x10 ⁴ ±1,4x10 ⁴	5,1x10 ² ±1,2x10 ³	94,7
17. Nitrato (mg NO ₃ L ⁻¹)	92 ± 18	48 ± 23,5	47
18. Amônia (mg NH ₃ L ⁻¹)	21 ± 1,2	10 ± 3,7	52,1
19. Fósforo P (mg L ⁻¹)	10 ± 1,7	4 ± 0,8	53,3
20. Fosfato (mg L ⁻¹)	35 ± 5,9	15 ± 2,4	55,3
21. Ortofosfato P ₂ O ₅ (mg L ⁻¹)	27 ± 7,1	11 ± 1,8	55
22. Antimônio (mg L ⁻¹)	< 0,01 ± 0	< 0,01 ± 0	-
23. Arsênio (mg L ⁻¹)	< 0,01 ± 0	< 0,01 ± 0	-
24. Cádmio (mg L ⁻¹)	0,18 ± 0,1	< 0,05 ± 0,1	72,3 ou mais
25. Chumbo (mg L ⁻¹)	0,98 ± 0,3	< 0,1 ± 0	89,8 ou mais
26. Cobre (mg L ⁻¹)	0,55 ± 0,05	< 0,1 ± 0	82 ou mais
27. Cromo (mg L ⁻¹)	0,33 ± 0,07	0,06 ± 0,01	82,7
28. Mercúrio (mg L ⁻¹)	< 0,005 ± 0	< 0,005 ± 0	-
29. Selênio (mg L ⁻¹)	< 0,01 ± 0	< 0,01 ± 0	-
30. Zinco (mg L ⁻¹)	2,45 ± 0,04	0,63 ± 0,3	74,1



(a)



(b)

Figura 92 Valores da remoção pelo sistema, expressos em porcentagem, para os parâmetros avaliados (a e b).

5.4 Comparação das Remoções pelo Sistema com as Obtidas em Outros Estudos

Há certa dificuldade em se comparar adequadamente as remoções obtidas por este sistema com a de outros, pois não foi encontrado na literatura consultada, referência de sistema utilizado para o tratamento do efluente estudado. Também se deve considerar que o sistema adotado, era constituído por estruturas de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário do efluente, assim como estruturas para disposição dos resíduos, cuja similaridade no tratamento deste tipo de efluente, também não foi encontrada na literatura consultada. E ainda, que somente após a caracterização do efluente de lavagem de plásticos, em escala real, obteve-se melhor conhecimento sobre suas características, como por exemplo, reduzido pH, alta carga orgânica, alta concentração de sólidos, de nitrogênio e de fósforo, reduzido teor de metais pesados, dentre outras.

Portanto, as comparações apresentadas, referem-se aos resultados obtidos em sistemas de tratamento semelhantes, em especial quanto ao tratamento biológico, porém ressalta-se que as características dos efluentes tratados nestes estudos, são em parte diferentes do estudado no presente experimento. Assim sendo, estudos futuros sobre sistemas de tratamento para este efluente, poderão apresentar comparações mais apropriadas.

As seguintes considerações são apresentadas, sinteticamente, com relação às remoções obtidas pelo RAC, pelo LCFSS e total pelo sistema adotado, com base nos dados apresentados nos itens 5.2.1 a 5.2.22, comparados às obtidas em outros estudos:

- o presente estudo foi realizado em conformidade com as descrições feitas por ZANELLA, 2003, sobre a composição da maior parte dos sistemas de tratamento citados na literatura serem através de justaposições de reatores, onde no presente experimento o sistema adotado era composto, entre outras estruturas (Figura 40), principalmente por um RAC e dois LCFSS, porém com a operação de apenas um leito cultivado, pois o outro não operou devido a problemas construtivos (vazamentos);
- os valores das remoções obtidas no RAC, comparados a outros obtidos em estudos que utilizaram este reator ou outro sistema anaeróbio, foram:
 - próximos para SS e SST; inferiores para DQO e turbidez, com relação aos estudos de VALENTIM, 1999;
 - próximos para SS, SST; inferiores para DQO, com relação aos estudos de MAZZOLA, 2003;

- inferiores para DQO, com relação aos estudos de FERNANDES e OLIVEIRA, 2006; e,
- maiores para SST e próximos para DQO no reator UASB, com relação aos estudos de LIMA, 1998;
- os valores das remoções obtidas no LCFSS, comparados a outros obtidos em estudos que utilizaram leitos cultivados foram:
 - próximos para fósforo, semelhantes para SST, semelhantes para turbidez, menores para DQO, com relação aos estudos de VALENTIM, 2003 em LCFSS com *Typha sp*;
 - próximos para turbidez, semelhantes para fósforo, inferiores para DQO, com relação aos estudos de MAZZOLA, 2003 em LCFV com *Typha sp*;
 - semelhantes para nitrato, inferiores para fósforo e DQO, com relação aos estudos de CECCONELLO, 2005 em LCFSS com *Typha sp*;
 - maiores para nitrato, inferiores para turbidez, SST, fósforo e DQO, com relação aos estudos de SOUSA, 2003 em LCFSS com *Typha domingensis*;
 - menores para fósforo e DQO, com relação aos estudos por SOUZA e BERNARDES, 1996 em LCFSS com *Typha latifolia*; e,
 - próximos para fósforo e menores para nitrato, com relação aos estudos de VALENTIM, 1999 em LCFSS com *Typha sp*;
- Os valores das remoções totais obtidas pelo sistema, comparados aos obtidos em sistemas semelhantes foram:
 - superiores para ST, STF e STV, com relação aos estudos de CECCONELLO, 2005 em LCFSS com *Typha sp*;
 - próximos para DQO, com relação aos estudos de HUSSAR, 2001 em sistema composto pela associação RAC e leitos cultivados com *Typha sp*;
 - inferiores para DQO, com relação aos estudos de FERNANDES e OLIVEIRA (2006), em sistema composto pela associação RAC e UASB; e,
 - semelhantes para zinco, com relação aos estudos de CECCONELLO, 2005, ressaltando-se que o sistema foi eficaz na remoção dos metais pesados (cádmio, chumbo, cobre, cromo, zinco), conforme as descrições feitas por CECCONELLO, 2005 e SOUSA, 2003.

Portanto, com relação à literatura consultada, salienta-se que foram determinados no presente estudo, valores maiores de remoção no RAC para SST e próximos para SS e DQO; no LCFSS foram determinados valores maiores quanto à remoção de nitrato e semelhantes

para SST, turbidez, fósforo; e no sistema total foram obtidas remoções maiores para ST, STF, STV, semelhantes para zinco e próximos para DQO. Tais dados mostraram que estes reatores e sistema podem ser aplicados no tratamento do efluente de lavagem de plásticos e ser cultivada a macrófita *Typha domingensis* Person nestes leitos.

6 CONCLUSÃO

O sistema de tratamento projetado, implantado, monitorado e operado, em escala real, no tratamento de efluente do processo de lavagem de plásticos, em indústria recicladora dos plásticos PEBD, PEAD e PP, através de RAC e LCFSS, que utilizou tecnologia usual nos 4 níveis de tratamento de efluentes descritos na literatura, mesmo com a operação de apenas um leito cultivado, foi apropriado para o lançamento em rede coletora pública de esgotos, com relação aos 30 parâmetros avaliados, exceto para pH, onde atendeu parcialmente a legislação considerada.

O sistema estudado trouxe contribuição científica favorável para a reciclagem de resíduos plásticos, através da implantação de tecnologia sustentável de tratamento. A sustentabilidade do sistema decorreu de ganhos, tais como:

econômicos: 1) possibilidade de retorno à produção de resíduos plásticos presentes no efluente, no valor aproximado de 500 kg/mês; 2) possibilidade de recirculação do efluente tratado, implicando dupla economia: do valor a ser pago pelo uso da água e da fonte hídrica; e, 3) redução do custo com transporte de resíduos para aterro, uma vez que os resíduos plásticos poderiam retornar à produção, assim como a secagem dos resíduos no leito de secagem era mais eficiente que a praticada anteriormente na indústria;

sociais: 1) condições higiênico-sanitárias e operacionais mais apropriadas nas dependências da indústria e no seu entorno; 2) possibilidade de economia de água com a recirculação; e, 3) lançamento de efluente na rede pública coletora de esgotos em melhores condições sanitárias;

ambientais: redução dos impactos ambientais uma vez que: 1) havia ausência de materiais flutuantes no lançamento; 2) resíduos sedimentados, lodo e resíduos plásticos eram armazenados em compartimentos sanitariamente apropriados; 3) no lançamento houve redução de indicadores biológicos de poluição fecal, assim como atendimento à legislação de todos os parâmetros avaliados, quando pertinentes (exceto para o pH), melhorando em larga escala a qualidade do efluente; e, 4) promoveu redução da quantidade de material destinado para aterro, contribuindo para o aumento da sua vida útil.

Devido ao encerramento abrupto das atividades da empresa, não foi implantada recirculação do efluente nem feitas alterações para corrigir os vazamentos apresentados pelo leito cultivado que não operou, porém, os valores médios da turbidez e dos SST no

lançamento, indicaram a possibilidade de haver recirculação do efluente, com a operação dos 2 leitos cultivados projetados e construídos.

O sistema estudado também permitiu avaliar o potencial de utilização do RAC e de LCFSS com a macrófita *Typha domingensis* Person, no tratamento de efluente do processo de lavagem de plásticos, identificando vantagens e desvantagens operacionais relativas ao tratamento proposto. Cabe ressaltar que para o adequado tratamento deste tipo de efluente, foram fundamentais no projeto, a instalação das estruturas de tratamento preliminar e primário, devido à grande quantidade de sólidos presentes. Como vantagens destacam-se: capacidade de suportar alterações abruptas e acentuadas de sólidos, matéria orgânica, nitrato, fósforo, coliformes e de alguns metais pesados; capacidade de operar sob reduzidos valores de pH e de temperatura; produção de reduzida quantidade de lodo pelo RAC; reduzido custo de implantação e operação; facilidade operacional; reduzido período para as macrófitas alcançarem estabilidade no leito cultivado; número alto de perfilhamento. Como desvantagens destacam-se: necessidade de maior tempo para adaptação da macrófita ao efluente, possível necessidade de correções do pH.

O sistema adotado apresentou boa eficiência no tratamento do efluente estudado, para os parâmetros analisados, comparado com as remoções obtidas em outros sistemas estudados, onde os valores médios da remoção variaram de 47% (nitrato) a 100% (sólidos sedimentáveis). No sistema, no RAC e no LCFSS foram determinados valores de remoções superiores, inferiores, próximas ou semelhantes as obtidas em outros sistemas estudados, mostrando que o sistema, o RAC e os LCFSS podem ser aplicados no tratamento do efluente de lavagem de plásticos, assim como o cultivo da macrófita *Typha domingensis* Person nestes leitos.

Os valores médios do pH do efluente foram baixos possivelmente devido ao estágio avançado de degradação da matéria orgânica presente nos plásticos pós-consumo, pois o plástico é uma substância inerte. O pH do efluente pode apresentar valores mais elevados no caso dos resíduos plásticos lavados serem de origem predominante de embalagens higiênico-sanitárias.

Possivelmente melhores remoções poderiam ser obtidas com a operação dos 2 leitos cultivados projetados, corrigindo-se o pH para valores entre 6,5 a 7,5 e com o aumento do

TDH do sistema, pois conforme foi descrito por VALENTIM, 2003, o TDH apresentou significância estatística para todos os parâmetros que avaliou em seus estudos.

Foi possível a implantação de sistema de tratamento viável economicamente e dentro da realidade física da indústria onde o experimento foi realizado, assim como seu monitoramento e operação. O sistema implantado foi muito mais eficiente e provido de estruturas mais apropriadas tecnicamente, que aquele anteriormente em operação na indústria.

A produção de lodo pelo sistema e a periodicidade do descarte dependem, entre outros fatores, do teor de sujidades, presente nos resíduos plásticos lavados.

Sistemas de tratamento construídos próximos a áreas passíveis de vibração (por exemplo linha férrea), devem adotar critérios de construção para evitar possíveis problemas de vazamentos.

Quanto à caracterização do efluente, ressalta-se que os valores médios obtidos do efluente, comparados aos valores típicos apresentados pelos esgotos domésticos, foram superiores para: toda série de sólidos, DQO e nitrato; para coliformes totais, *E. coli*, amônia e fósforo, foram altos porém semelhantes (VON SPERLING, 1995); apresentaram altíssima concentração de ST, não sendo encontrados valores maiores na literatura consultada; também valores altos de SST, superiores aos de águas residuárias de suinocultura (FERNANDES e OLIVEIRA, 2006) e pH inferior ao do chorume estudado por CECCONELLO, 2005. O efluente apresentou reduzido teor de metais pesados, grande concentração de nitrogênio e de fósforo, o que indica que o lodo do sistema de tratamento poderia ter aplicações agrícolas.

No experimento em escala real, observou-se que a quantidade de água necessária na lavagem dos plásticos, pode ser de 1 L de água para 1,5 kg de plástico (0,66 L/Kg), muito inferior ao valor utilizado em escala laboratorial por REMEDIO, 1999, de 48 L de água para 0,5 kg de plásticos, onde o tempo está diretamente relacionado com a eficiência da lavagem, como foi observado também por aquele autor.

A *Typha domingensis* Person embora não tenha apresentado altura adulta dentro da faixa descrita na literatura consultada, após 8 meses de cultivo, foi resistente à operação do sistema com baixo pH e altas concentrações de DQO, nitrogênio e fósforo, durante 6 meses; apresentou também perfil de crescimento diferente do encontrado na literatura, com alturas sucessivamente menores.

Recomenda-se que o valor plantado de 1 planta para cada 1,20 m² na área do leito

cultivado pode ser aumentado, para por exemplo 5 a 10 mudas por m², conforme as descrições por VALENTIM, 1999; SOUSA, 2003 e CECCONELLO, 2005.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Ao final deste trabalho, são apresentadas as seguintes sugestões para serem desenvolvidas em estudos futuros:

- caracterizar em escala real, efluente do processo de lavagem de plásticos em outras instituições de reciclagem, assim como produzidos por outros tipos de plásticos, comparando os valores obtidos com os determinados por outros estudos;
- observar a remoção dos parâmetros avaliados, em sistema com operação em pH mais alto (por exemplo na faixa de 6,5 a 7,5) e TDH maiores;
- observar perfil de crescimento da *Typha domingensis* Person em leitos cultivados abastecidos com efluente de lavagem de plásticos, em especial: altura adulta, florescimento, tempo para adaptação, estabilidade do leito cultivado, desenvolvimento das raízes e rizomas;
- observar perfil de crescimento da taboa ao longo do leito cultivado;
- estudar a recirculação deste tipo de efluente;
- construir estruturas de tratamento (preliminar, primário, secundário, terciário) com disponibilidade para coleta de amostras ao longo da altura;
- determinar indicativos para o descarte do lodo de estruturas de tratamento primário e secundário;
- caracterizar lodo de sistema de tratamento de efluente de lavagem de plásticos; e,
- estudar a viabilidade do uso deste lodo para aplicações agrícolas, devido à alta concentração apresentada de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e reduzido teor de metais pesados.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**. Resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.
2. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9800**. Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1987.
3. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **PNB 570**. Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 1975.
4. AMARAL, M. C. E.; PANSARIN, E. R. **Manuscritos: Typhaceae para a flora de São Paulo**. Projeto FAPESP. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.
5. APHA; AWWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th edition. Washington D.C./USA, American Public Health Association, 2005.
6. APHA; AWWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition. Washington D.C./USA, American Public Health Association, 1998.
7. APHA; AWWA. **Commercial Application and Marketing of Water Plant Residuals**. Washington D.C./USA, American Public Health Association, 2000.
8. BARBER, W. P. e STUCKEY, D. C. The Use of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for Wastewater Treatment: A Review. **Water Research**. V. 33, n. 7. p.1559 – 1578, 1999.
9. BARROS, F. G.; CAMPOS, J. R. Tratamentos de esgotos sanitários por reator anaeróbio compartimentado. In: **XXIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL**. Anais... Havana/Cuba, p. 297-307, 1992.

10. BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, EMBRAPA. 2000.
11. **BNDDES CRIA LINHA DE APOIO PARA CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS**. Notícias. 25 de outubro de 2006. <http://bndes.gov.br/noticias/not207_06.asp>, 31/10/2006.
12. BORSOI, Z.; CAMISÃO, M. L.; LANARI, N.; TORRES, S.; GOMES, S. M. Informe infra-estrutura. In: Área de projetos de infra-estrutura. **Tratamento de esgotos: tecnologias acessíveis**. nº 16. Nov. 1997. G7416.DOC 29 jan. 2002. <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/infra/g7416.pdf>>, 01/11/2006.
13. BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF.
14. BRASIL. Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 29 ago. 2006.
15. BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 9 jan. 1997.
16. CALDERONI, S. **Os bilhões perdidos no lixo**. 3. ed. São Paulo: Humanitas, 1999. 347p.
17. CECCONELLO, C. M. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos cultivados**. 148p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura. Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.
18. CEMPRES. **A rotulagem ambiental e o consumidor no mercado brasileiro de embalagens**. CEMPRES – Compromisso Empresarial para a Reciclagem. São Paulo. 2004. <<http://www.cempre.org.br/download/Rotulagem%20Ambiental%20FINAL-2005.pdf>>, 10/03/2006.

19. CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. vol. 5. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG, Belo Horizonte, 1997.
20. CLASSIFICAÇÃO DOS PLÁSTICOS QUANTO A SUA ORIGEM. <<http://www.planetaplastico.com.br/literatura.htm>>, 09/03/2006.
21. CNUMAD – CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. 1992. 3-14 junho, Rio de Janeiro. **Agenda 21: Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 1997.
22. COELHO, R. T. **A reciclagem do plástico, negócios e meio ambiente**. 131p. Dissertação (Mestrado em Administração) - Faculdade de Administração. Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 1999.
23. COUTINHO, F. M. B.; MELLO, I. L.; SANTA MARIA, L. C. A. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**. Vol. 13, nº 1, p. 1-13. 2003.
24. **CRESCER COM QUALIDADE**. <http://www.esgotoevida.org.br/crescer_qualidade.php>, 08/05/2006.
25. EDUCAÇÃO AMBIENTAL. Lixo domiciliar. Fundacentro. 1999.
26. **ESGOTO É VIDA**. <<http://www.esgotoevida.org.br/esgotoevida.php>>, 08/05/2006.
27. FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.26, n.1, p.243-256, jan./abr. 2006.

28. FORLIN, F. J., FARIA, J. A. F. Considerações sobre a reciclagem de embalagens plásticas. **Polímeros**. V. 12 n.1. São Carlos, 2002.
29. GONDIM, J. A. Material testemunho nº 1. *Typha domingensis* Person. **Sumaré/SP**. nº 145014. Unidade Ervária de Campinas. Campinas, 2006.
30. GRIPPI, S. **Lixo Reciclagem e sua história**. Interciência. 2001.
31. GUITIÁN, R. Os polietilenos. **Plástico Moderno**. Nº 257, p. 45-48. São Paulo, 1995.
32. HACH Company. **Spectrophotometer Instrument Manual**. Loveland, Colorado/USA, 1996.
33. HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
34. IPT/CEMPRE – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo/Compromisso Empresarial para Reciclagem. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. ed. 2. São Paulo: IPT, 2000.
35. JORDAN, D. (a) **Catadores de materiais recicláveis aprovam o Projeto de Lei que regulamenta a profissão.** 28/09/05.
<http://www.mennopar.com.br/noticias_detalhar.php?noticia_id=46&PHPSESSID=501367c600a4b5f6e724fd0ab8311731>, 26/10/2006.
36. JORDAN, D. (b) **Projeto de lei regulamenta a profissão de catador de lixo com a vantagem de estimular a coleta seletiva, espera-se que os catadores transformem-se também em recicladores.** Intercidadania – PE 10/08/05 15h28.
<<http://www.intercidadania.com.br/noticia.kmf?noticia=3467755&sessao=46>>, 26/10/2006.

37. JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Vol 1. CETESB, 1975.
38. KOHLER, M. C. M. **Agenda 21 local: desafios da sua implantação. Experiência de São Paulo, Rio de Janeiro, Santos e Florianópolis**. 176p. Dissertação (Departamento de Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
39. LEITE, A. Agência Anhanguera. <aleite@rac.com.br>. **Cadastro prepara cobrança pela água**. [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <jogondim@ig.com.br>. 04/12/2006.
40. LETTINGA, G. **Introduction. In: International course on anaerobic treatment**. Wageningen Agricultural University. IHG. Wageningen, 1995.
41. LIMA, A. S. **Análise de desempenho de reator anaeróbico (UASB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico**. 93p. Dissertação (Mestrado Faculdade de Tecnologia) – Universidade Federal de Brasília, Brasília, 1998.
42. MANSOR, M. T. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. 106p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.
43. **MANUAL DE CONSUMO SUSTENTÁVEL**. <<http://www.mma.gov.br/port/srh>>, 25/08/2002.
44. MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. 98p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2003.
45. MCVAUGH, R. **Flora Novo-Galiciana: A descriptive account of the vascular plants of western México**. V. 13. The University of Michigan. 1993.

46. MEDEIROS, M. A. C.; SOBRINHO, G. D.; ALBUQUERQUE, A. F.; OLIVEIRA, A. C.; VENDEMIATTI, J. A. S. **Apostila de laboratório: disciplina ST 405 – química sanitária e laboratório de saneamento II**. CESET/UNICAMP. Limeira. 2002.
47. METCALF & EDDY. **Tratamiento y depuración de las águas residuales**. Labor, 1977.
48. METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3. ed. Metcalf & Eddy Inc., 1991.
49. **MINISTÉRIO DAS CIDADES DIVULGA DIAGNÓSTICO DE SANEAMENTO**. 23/02/2005.<<http://www.cidades.gov.br/index.php?option=content&task=view&id=409&Itemid=0>>, 24/05/2006.
50. MOURA, L.A.A. **Qualidade e Gestão Ambiental – Sugestões para Implantação das Normas ISO 14.000 nas Empresas**. Ed. Oliveira Mendes. 1998.
51. **NEGÓCIOS – Reciclagem de Plásticos. Linhas de moagem, lavagem e descontaminação de plásticos**.<<http://www.reciclaveis.com.br/negocios/Plastico/Linha/htm>>, 25/08/2002.
52. NETO, A. K. **Projeto de lei regulamenta a profissão de carrinheiro**. <<http://www.caena.com.br/?system=news&action=read&id=223&eid=144>>, de 29/09/2005, em 26/10/2006.
53. NOUR, E.A.A (a). **Procedimentos de análises físico-químicas e exames microbiológicos para águas de abastecimento e residuárias**. Laboratório de Saneamento. Departamento de Hidráulica e Saneamento. FEC/UNICAMP. 1996.
54. NOUR, E.A.A (b). **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado**. 266p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

55. OTAVIAN, A. F. <adriano@cnptia.embrapa.br>. **Dados sobre temperatura Agritempo.** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <jogondim@ig.com.br>. 22/05/2007.

56. O PLÁSTICO NA HISTÓRIA.

<http://www.simplago.org.br/Curiosidade/o_plastico_na_historia.htm>, 14/03/2006.

57. PERFIL DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DA TRANSFORMAÇÃO DE MATERIAL PLÁSTICO 2005. ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico.

<abiplast@abiplast.org.br>. [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <jogondim@ig.com.br>. 01/11/2006.

58. **PLÁSTICO.** <<http://www.sobrelixo.hpg.ig.com.br>>, 25/08/2002.

59. PLÁSTICO RÍGIDO O MERCADO PARA RECICLAGEM.

<http://www.cempre.org.br/fichas_tecnicas_plastico_rigido.php>, 03/12/2006.

60. PLÁSTICOS.

<<http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=residuos/index.php3&conteudo=./residuos/reciclagem/plastico.html>>, 09/03/2006.

61. **PLASTIVIDA.** In: O instituto.

<http://www.plastivida.org.br/quem_somos/plastivida.htm>, 04/10/2006.

62. **PLASTIVIDA.** In: Representatividade.

<http://www.plastivida.org.br/quem_somos/representatividade.htm>, 04/10/2006.

63. **POLIPROPILENO.** <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/bnset/polipr2a.pdf>>, 06/12/2006.

64. **POLUIÇÃO DAS ÁGUAS.** <<http://ramirofrancisco.vilabol.uol.com.br/pag2.html>>, 08/05/2006.

65. POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas aquáticas do pantanal**. Embrapa, Brasília, 2000.
66. PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINAS. **A gestão dos resíduos sólidos urbanos**. Campinas, 1996.
67. PROJETO DE LEI. **Deputado Federal Eduardo Valverde (PT-RO): cria a profissão de coletor, catador e reciclador de lixo urbano e dá outras providências**. <http://216.239.51.104/search?q=cache:HHJ_5YzeS9gJ:www.camara.gov.br/sileg/MostrarIntegra.asp%3FCodTeor%3D324103+classe+trabalhista+catadores+reciclagem&hl=ptBR&gl=br&ct=clnk&cd=6>, 26/10/2006.
68. **QUANTO LIXO UMA PESSOA PRODUZ EM TODA A SUA VIDA**. <<http://www.superdicas.com>>, 25/08/2002.
69. **RECICLAGEM**. <<http://www.sobrelixo.hpg.ig.com.br>>, 25/08/2002.
70. **RECICLAGEM (a)**. In: Pesquisa de mercado de reciclagem. <http://www.plastivida.org.br/reciclagem/pes_mercado.htm>, 04/10/2006.
71. **RECICLAGEM (b)**. In: Pesquisa de mercado de reciclagem. <http://www.plastivida.org.br/reciclagem/pes_mercado02.htm>, 02/10/2006.
72. **RECICLAGEM (c)**. In: Pesquisa de mercado de reciclagem. <http://www.plastivida.org.br/reciclagem/pes_mercado03.htm>, 02/10/2006.
73. **RECICLAGEM (d)**. In: Pesquisa de mercado de reciclagem. <http://www.plastivida.org.br/reciclagem/pes_mercado04.htm>, 02/10/2006.
74. **RECICLAGEM (e)**. In: Pesquisa de mercado de reciclagem. <http://www.plastivida.org.br/reciclagem/pes_mercado05.htm>, 02/10/2006.

75. REINFELD, N. V. **Sistema de reciclagem comunitária do projeto à administração.** Afiliada. 1994.
76. REITZ, R. **Flora ilustrada catarinense.** I Parte fascículo as plantas: Tifa. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí. Santa Catarina, 1984.
77. REMEDIO, M. V. P. **Estudo da viabilidade de reciclagem de plásticos em forma de filme provenientes do rejeito de uma usina de reciclagem de resíduos sólidos urbanos.** 160p. Dissertação (Mestrado Engenharia de Materiais) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia. Universidade Federal de São Carlos. 1999.
78. ROCHA, M. T. Reciclagem agrícola de lodo de esgoto – algumas considerações a respeito da legislação ambiental. In: **XXXVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL.** Anais... Foz do Iguaçu, 1999.
79. SANTOS, A. S. F., AGNELLI, J. A. M., MANRICH, S. Tendências e Desafios da Reciclagem de Embalagens Plásticas. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, vol. 14, nº 5, p. 307-312, 2004.
80. SÃO PAULO (Estado)a. Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**, 1 jun., 1976.
81. SÃO PAULO (Estado). Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à política estadual de recursos hídricos bem como ao sistema integrado de gerenciamento de recursos hídricos. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**, São Paulo, 31 dez., 1991.
82. SÃO PAULO (Estado)b. Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976 que dispõe sobre prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**, São Paulo, 9 set., 1976.

83. SILVA, G. H. R.; NOUR, E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo operacional para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.9, n.2, p.268-275, 2005.
84. SISINNO, C. L. S. **Resíduos sólidos ambiente e saúde uma visão multidisciplinar**. ed. Fio Cruz. 2002.
85. **SOBRE O POLIPROPILENO**.
<<http://www.suzanopetroquimica.com.br/website/home/Produtos/sobreopp.cfm>>, 06/12/2006.
86. SOUSA, L. M. I. **Avaliação da macrófita *Typha domingensis* Pers. no pós-tratamento de efluente do campus da UFMS e do hospital universitário em banhados construídos de fluxo subsuperficial**. 67p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.
87. SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgoto doméstico, com pós-tratamento através de leitos cultivados. In: **SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILIANO DE INGENIERÍA SANITÁRIA-AMBIENTALE**. Anais... Gramado/RS, vol. I, nº 9, junho/1996.
88. SPINACÉ, M. A. S. **Gerenciamento de resíduos plásticos**. Gestão Ambiental. Faculdade de Engenharia Mecânica. Universidade Estadual de Campinas. 2000. 56p.
89. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule**. EPA/832-B-93-005. Office of wastewater management. Washington D.C., 1993. 144p.

90. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge, including domestic septage, under 40 CFR part 503.** Environmental Regulations and Technology. EPA 625/R 92/013 1992 . Ohio (USA), 152p.
91. VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“Constructed Wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** 210p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
92. VALENTIM, M. A. A. **Usos de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado.** 119p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.
93. VON SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** vol 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, Belo Horizonte, 1995.
94. VON SPERLING, M. V. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** vol 2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, Belo Horizonte, 1996.
95. ZANELLA, L. **Partida de um reator Compartimentado Híbrido Anaeróbio/Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário.** 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas, 1999.
96. ZANELLA, L. **Reatores compartimentados: generalidades e resultados.** Sistemas Naturais de Tratamento de Efluentes. Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas. 2003. 22p.

9 APÊNDICES

APÊNDICE A: Tabelas dos Parâmetros Analisados

Tabela 1 Valores do pH

Data de Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	5,5	5,4	5,5	5,7
24/4	77	5,5	5,6	5,6	5,4
1/5	84	5,1	5,2	5,6	5,6
8/5	91	4,8	5,1	5,0	5,2
15/5	98	5,5	5,0	5,2	5,4
22/5	105	5,6	5,0	5,2	5,3
29/5	112	6,2	5,6	5,5	5,6
5/6	119	5,7	4,9	5,2	5,6
12/6	126	5,5	5,1	5,3	5,6
19/6	133	5,3	5,0	5,5	5,6
26/6	140	5,2	5,0	5,5	5,7
3/7	147	6,1	5,1	5,4	5,7
10/7	154	5,2	4,6	5,2	5,8
17/7	161	6,1	5,1	5,0	5,5
24/7	168	5,1	5,0	5,6	5,6
31/7	175	6,0	4,6	5,6	5,3
7/8	182	4,9	5,1	5,5	5,7
MÉDIA		5,5	5,1	5,4	5,5
Desvio Padrão		0,43	0,26	0,20	0,18
Coeficiente de Variação (%)		7,76	5,10	3,79	3,23

Tabela 2 Valores da Turbidez

Data de Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
29/5	112	2575	2452	1265	459
5/6	119	2404	1889	1372	410
12/6	126	2207	1909	988	418
19/6	133	2104	1861	1006	404
26/6	140	2089	1800	1376	410
3/7	147	2073	1776	1123	415
10/7	154	2107	1816	1266	463
17/7	161	2288	1895	1180	421
24/7	168	2157	1835	1157	428
31/7	175	2118	1877	944	414
7/8	182	2141	1951	958	401
MÉDIA		2206	1915	1149	422
Desvio Padrão		157	185	160	21
Coefic. de Variação (%)		7,14	9,69	13,90	4,89

Tabela 3 Valores da Temperatura

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	20,50	19,00	19,50	17,50
24/4	77	17,50	19,00	18,25	18,00
1/5	84	18,00	17,50	18,00	17,50
8/5	91	20,50	19,50	22,00	18,50
15/5	98	20,50	18,00	21,00	18,00
22/5	105	18,25	19,00	17,50	17,00
29/5	112	18,50	18,00	19,00	18,50
5/6	119	22,00	21,00	19,00	20,50
12/6	126	19,00	18,00	18,50	18,00
19/6	133	19,25	18,00	19,00	18,50
26/6	140	21,00	19,50	19,00	17,50
3/7	147	20,50	19,00	17,75	17,00
10/7	154	22,00	20,00	19,00	18,00
17/7	161	18,00	17,50	18,00	17,50
24/7	168	17,75	17,00	18,00	17,00
31/7	175	18,00	17,50	17,00	17,50
7/8	182	18,75	18,00	17,50	17,00
MÉDIA		19,41	18,56	18,71	17,85
Desvio Padrão		1,50	1,06	1,27	0,86
Coefic. de Variação (%)		7,71	5,71	6,77	4,83

Tabela 4 Valores dos Sólidos Totais

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	7070	1495	1310	1020
24/4	77	7840	1745	975	1030
1/5	84	48470	1755	1435	1455
8/5	91	7100	2230	2650	1820
15/5	98	8270	2580	3755	2720
22/5	105	284365	9950	5320	3480
29/5	112	16040	14965	2425	970
5/6	119	72870	2445	1140	3185
12/6	126	100765	9795	5475	2235
19/6	133	82550	2665	2050	1040
26/6	140	65815	5890	1925	995
3/7	147	47170	2415	1060	945
10/7	154	117520	14770	12805	950
17/7	161	72745	6215	980	965
24/7	168	48685	18450	900	875
31/7	175	81260	2215	1010	925
7/8	182	44580	10840	7345	2005
MÉDIA		65477	6495	3092	1566
Desvio Padrão		66009	5561	3148	862
Coefic. de Variação (%)		100,81	85,62	101,81	55,07

Tabela 5 Valores da Remoção dos Sólidos Totais

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	78,85	12,37	22,14	31,77	85,57
22/5	105	96,50	46,53	34,59	65,03	98,78
29/5	112	6,70	83,80	60,00	93,52	93,95
12/6	126	90,28	44,10	59,18	77,18	97,78
19/6	133	96,77	23,08	49,27	60,98	98,74
26/6	140	91,05	67,32	48,31	83,11	98,49
03/7	147	94,88	56,11	10,85	60,87	98,00
10/7	154	87,43	13,30	92,58	93,57	99,19
17/7	161	91,46	84,23	1,53	84,47	98,67
24/7	168	62,10	95,12	2,78	95,26	98,20
31/7	175	97,27	54,40	8,42	58,24	98,86
7/8	182	75,68	32,24	72,70	81,50	95,50
MÉDIA	-	80,75	51,05	38,53	73,79	96,81

Tabela 6 Valores dos Sólidos Totais Fixos

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	340	405	430	395
24/4	77	1465	520	450	380
1/5	84	1780	685	500	555
8/5	91	1305	805	710	710
15/5	98	1075	430	390	345
22/5	105	5925	710	415	380
29/5	112	895	345	325	340
5/6	119	2820	770	365	265
12/6	126	3150	850	420	355
19/6	133	2840	1590	815	420
26/6	140	2875	815	505	415
3/7	147	2625	860	435	365
10/7	154	3025	800	445	365
17/7	161	2680	895	485	425
24/7	168	2495	930	425	345
31/7	175	2400	840	390	345
7/8	182	2310	815	475	390
MÉDIA		2353	769	469	400
Desvio Padrão		1245	279	121	99
Coefic. de Variação (%)		52,91	36,25	25,83	24,84

Tabela 7 Valores da Remoção dos Sólidos Totais Fixos

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
24/4	77	64,51	13,46	15,56	26,92	74,06
8/5	91	38,31	11,80	0,00	11,80	45,59
15/5	98	60,00	9,30	11,54	19,77	67,91
22/5	105	88,02	41,55	8,43	46,48	93,59
5/6	119	72,70	52,60	27,40	65,58	90,60
12/6	126	73,02	50,59	15,48	58,24	88,73
19/6	133	44,01	48,74	48,47	73,58	85,21
26/6	140	71,65	38,04	17,82	49,08	85,57
3/7	147	67,24	49,42	16,09	57,56	86,10
10/7	154	73,55	44,38	17,98	54,38	87,93
17/7	161	66,60	45,81	12,37	52,51	84,14
24/7	168	62,73	54,30	18,82	62,90	86,17
31/7	175	65,00	53,57	11,54	58,93	85,63
7/8	182	64,72	41,72	17,89	52,15	83,12
MÉDIA	-	65,15	39,66	17,10	49,28	81,74

Tabela 8 Valores dos Sólidos Totais Voláteis

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	6730	1090	880	625
24/4	77	6375	1225	595	580
1/5	84	46690	1255	880	770
8/5	91	5795	1845	1520	1110
15/5	98	7195	3365	2375	2150
22/5	105	278440	9240	4905	3100
29/5	112	15145	14620	2100	630
5/6	119	70050	2820	1675	875
12/6	126	97615	9440	5055	1385
19/6	133	79710	1835	620	460
26/6	140	62940	5385	1110	580
3/7	147	44545	1555	695	510
10/7	154	114495	14405	12005	505
17/7	161	70065	5320	555	480
24/7	168	46190	17520	555	450
31/7	175	78860	1375	665	535
7/8	182	42270	10365	6955	1190
MÉDIA		63124	6039	2538	937
Desvio Padrão		64838	5489	3091	713
Coefic. de Variação (%)		102,71	90,90	121,78	76,03

Tabela 9 Valores da Remoção dos Sólidos Totais Voláteis

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	83,80	19,27	28,98	42,66	90,71
24/4	77	80,78	51,43	2,52	52,65	90,90
1/5	84	97,31	29,88	12,50	38,65	98,35
8/5	91	68,16	17,62	26,97	39,84	80,85
15/5	98	53,23	29,42	9,47	36,11	70,12
22/5	105	96,68	46,92	36,80	66,45	98,89
29/5	112	3,47	85,64	70,00	95,69	95,84
5/6	119	95,97	40,60	47,76	68,97	98,75
12/6	126	90,33	46,45	72,60	85,33	98,58
19/6	133	97,70	66,21	25,81	74,93	99,42
26/6	140	91,44	79,39	47,75	89,23	99,08
3/7	147	96,51	55,31	26,62	67,20	98,86
10/7	154	87,42	16,66	95,79	96,49	99,56
17/7	161	92,41	89,57	13,51	90,98	99,31
24/7	168	62,07	96,83	18,92	97,43	99,03
31/7	175	98,26	51,64	19,55	61,09	99,32
7/8	182	75,48	32,90	82,89	88,52	97,18
MÉDIA	-	80,65	50,34	37,56	70,13	94,99

Tabela 10 Valores dos Sólidos Suspensos Totais

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	1883	708	500	283
24/4	77	5833	933	283	217
1/5	84	20083	833	592	358
8/5	91	2300	1025	817	508
15/5	98	6583	1300	233	133
22/5	105	142933	3800	517	333
29/5	112	1942	143	78	21
5/6	119	94175	1258	342	167
12/6	126	102733	900	325	175
19/6	133	97475	1317	325	175
26/6	140	85175	775	292	175
3/7	147	65575	1067	275	158
10/7	154	66608	1183	283	183
17/7	161	51500	975	300	125
24/7	168	41783	975	283	183
31/7	175	76575	892	267	142
7/8	182	34075	800	275	133
MÉDIA		52778	1111	352	204
Desvio Padrão		43235	746	168	112
Coefic. de Variação (%)		81,92	67,11	47,80	54,75

Tabela 11 Valores da Remoção dos Sólidos Suspensos Totais

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	62,40	29,38	43,40	60,03	84,97
24/4	77	84,00	69,67	23,32	76,74	96,28
1/5	84	95,85	28,93	39,53	57,02	98,22
8/5	91	55,43	20,29	37,82	50,44	77,91
15/5	98	80,25	82,08	42,92	89,77	97,98
22/5	105	97,34	86,39	35,59	91,24	99,77
29/5	112	92,64	45,45	73,08	85,31	98,92
5/6	119	98,66	72,81	51,17	86,72	99,82
12/6	126	99,12	63,89	46,15	80,56	99,83
19/6	133	98,65	75,32	46,15	86,71	99,82
26/6	140	99,09	62,32	40,07	77,42	99,79
3/7	147	98,37	74,23	42,55	85,19	99,76
10/7	154	98,22	76,08	35,34	84,53	99,73
17/7	161	98,11	69,23	58,33	87,18	99,76
24/7	168	97,67	70,97	35,34	81,23	99,56
31/7	175	98,84	70,07	46,82	84,08	99,81
7/8	182	97,65	65,63	51,64	83,38	99,61
MÉDIA	-	91,31	62,51	44,07	79,27	97,15

Tabela 12 Valores dos Sólidos Suspensos Fixos

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	217	117	92	42
24/4	77	992	158	50	25
1/5	84	692	83	58	8
8/5	91	612	127	150	8
15/5	98	758	108	8	25
22/5	105	3917	720	83	17
29/5	112	163	14	13	3
5/6	119	1650	83	33	17
12/6	126	992	58	42	25
19/6	133	2083	58	50	25
26/6	140	1500	58	42	25
3/7	147	567	58	33	17
10/7	154	875	50	42	17
17/7	161	583	67	42	0
24/7	168	1225	58	33	8
31/7	175	900	50	17	8
7/8	182	275	58	25	8
MÉDIA		1059	113	48	16
Desvio Padrão		897	160	34	11
Coefic. de Variação (%)		84,72	141,46	71,69	65,36

Tabela 13 Valores da Remoção dos Sólidos Suspensos Fixos

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	46,08	21,37	54,35	64,10	80,65
24/4	77	84,07	68,35	50,00	84,18	97,48
1/5	84	88,01	30,12	86,21	90,36	98,84
22/5	105	81,62	88,47	79,52	97,64	99,57
29/5	112	91,41	7,14	76,92	78,57	98,16
5/6	119	94,97	60,24	48,48	79,52	98,97
12/6	126	94,15	27,59	40,48	56,90	97,48
19/6	133	97,22	13,79	50,00	56,90	98,80
26/6	140	96,13	27,59	40,48	56,90	98,33
3/7	147	89,77	43,10	48,48	70,69	97,00
10/7	154	94,29	16,00	59,52	66,00	98,06
17/7	161	88,51	37,31	100,00	100,00	100,00
24/7	168	95,27	43,10	75,76	86,21	99,35
31/7	175	94,44	66,00	52,94	84,00	99,11
7/8	182	78,91	56,90	68,00	86,21	97,09
MÉDIA	-	87,66	40,47	62,08	77,21	97,26

Tabela 14 Valores dos Sólidos Suspensos Voláteis

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	1666	591	408	241
24/4	77	4841	775	233	192
1/5	84	19391	750	534	350
8/5	91	1688	875	690	500
15/5	98	5825	1192	225	108
22/5	105	139016	3080	434	316
29/5	112	1779	129	65	18
5/6	119	92525	1175	309	150
12/6	126	101741	842	283	150
19/6	133	95392	1259	275	150
26/6	140	83675	717	250	150
3/7	147	65008	1009	242	141
10/7	154	65733	1133	241	166
17/7	161	50917	908	258	125
24/7	168	40558	917	250	175
31/7	175	75675	842	250	134
7/8	182	33800	742	250	125
MÉDIA		51719	996	306	188
Desvio Padrão		42545	599	142	111
Coefic. de Variação (%)		82,26	60,15	46,32	59,20

Tabela 15 Valores da Remoção dos Sólidos Suspensos Voláteis

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	64,53	30,96	40,93	59,22	85,53
24/4	77	83,99	69,94	17,60	75,23	96,03
1/5	84	96,13	28,80	34,46	53,33	98,20
8/5	91	48,16	21,14	27,54	42,86	70,38
15/5	98	79,54	81,12	52,00	90,94	98,15
22/5	105	97,78	85,91	27,19	89,74	99,77
29/5	112	92,75	49,61	72,31	86,05	98,99
5/6	119	98,73	73,70	51,46	87,23	99,84
12/6	126	99,17	66,39	47,00	82,19	99,85
19/6	133	98,68	78,16	45,45	88,09	99,84
26/6	140	99,14	65,13	40,00	79,08	99,82
3/7	147	98,45	76,02	41,74	86,03	99,78
10/7	154	98,28	78,73	31,12	85,35	99,75
17/7	161	98,22	71,59	51,55	86,23	99,75
24/7	168	97,74	72,74	30,00	80,92	99,57
31/7	175	98,89	70,31	46,40	84,09	99,82
7/8	182	97,80	66,31	50,00	83,15	99,63
MÉDIA	-	91,06	63,91	41,57	78,81	96,75

Tabela 16 Valores dos Sólidos Dissolvidos Totais

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	5187	787	810	737
24/4	77	2007	812	692	813
1/5	84	28387	922	843	1097
8/5	91	4800	1205	1833	1312
15/5	98	1687	1280	3522	2587
22/5	105	141432	6150	4803	3147
29/5	112	14098	14822	2347	949
5/6	119	21305	1187	798	3018
12/6	126	1968	8895	5150	2060
19/6	133	14925	1348	1725	865
26/6	140	19360	5115	1633	820
3/7	147	18405	1348	785	787
10/7	154	50912	13587	12522	767
17/7	161	21245	5240	680	840
24/7	168	6902	17475	617	692
31/7	175	4685	1323	743	783
7/8	182	10505	10040	7070	1872
MÉDIA		21636	5384	2740	1362
Desvio Padrão		33283	5591	3164	844
Coefic. de Variação (%)		153,83	103,84	115,50	61,98

Tabela 17 Valores da Remoção dos Sólidos Dissolvidos Totais

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
22/5	105	95,65	21,90	34,48	48,83	97,77
26/6	140	73,58	68,07	49,79	83,97	95,76
10/7	154	73,31	7,84	93,87	94,35	98,49
7/8	182	4,43	29,58	73,52	81,35	82,18
MÉDIA	-	61,74	31,85	62,92	77,13	93,55

Tabela 18 Valores dos Sólidos Dissolvidos Fixos

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	123	288	338	353
24/4	77	473	362	400	355
1/5	84	1088	602	442	547
8/5	91	693	678	560	702
15/5	98	317	322	382	320
22/5	105	2008	10	332	363
29/5	112	732	331	312	337
5/6	119	1170	687	332	248
12/6	126	2158	792	378	330
19/6	133	757	1532	765	395
26/6	140	1375	757	463	390
3/7	147	2058	802	402	348
10/7	154	2150	750	403	348
17/7	161	2097	828	443	425
24/7	168	1270	872	392	337
31/7	175	1500	790	373	337
7/8	182	2035	757	450	382
MÉDIA		1294	656	422	383
Desvio Padrão		700	335	107	102
Coefic. de Variação (%)		54,08	50,97	25,40	26,61

Tabela 19 Valores da Remoção dos Sólidos Dissolvidos Fixos

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
5/6	119	41,28	51,67	25,30	63,90	78,80
12/6	126	63,30	52,27	12,70	58,33	84,71
26/6	140	44,95	38,84	15,77	48,48	71,64
3/7	147	61,03	49,88	13,43	56,61	83,09
10/7	154	65,12	46,27	13,65	53,60	83,81
17/7	161	60,52	46,50	4,06	48,67	79,73
24/7	168	31,34	55,05	14,03	61,35	73,46
31/7	175	47,33	52,78	9,65	57,34	77,53
7/8	182	62,80	40,55	15,11	49,54	81,23
MÉDIA	-	53,07	48,20	13,74	55,31	79,33

Tabela 20 Valores dos Sólidos Dissolvidos Voláteis

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	5064	499	472	384
24/4	77	1534	450	362	388
1/5	84	27299	505	346	420
8/5	91	4107	970	830	610
15/5	98	1370	2173	2150	2042
22/5	105	139424	6160	4471	2784
29/5	112	13366	14491	2035	612
5/6	119	22475	1645	1366	725
12/6	126	4126	8598	4772	1235
19/6	133	15682	576	345	310
26/6	140	20735	4668	860	430
3/7	147	20463	546	453	369
10/7	154	48762	13272	11764	339
17/7	161	19148	4412	297	355
24/7	168	5632	16603	305	275
31/7	175	3185	533	415	401
7/8	182	8470	9623	6705	1065
MÉDIA		21226	5043	2232	750
Desvio Padrão		32811	5507	3109	692
Coefic. de Variação (%)		154,58	109,21	139,26	92,34

Tabela 21 Valores da Remoção dos Sólidos Dissolvidos Voláteis

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	90,15	5,41	18,64	23,05	92,42
8/5	91	76,38	14,43	26,51	37,11	85,15
22/5	105	95,58	27,42	37,73	54,81	98,00
5/6	119	92,68	16,96	46,93	55,93	96,77
19/6	133	96,33	40,10	10,14	46,18	98,02
26/6	140	77,49	81,58	50,00	90,79	97,93
3/7	147	97,33	17,03	18,54	32,42	98,20
10/7	154	72,78	11,36	97,12	97,45	99,30
31/7	175	83,27	22,14	3,37	24,77	87,41
MÉDIA	-	86,89	26,27	34,33	51,39	94,80

Tabela 22 Valores dos Sólidos Sedimentáveis

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	19	0,3	0,1	0
24/4	77	350	3	0,7	0
1/5	84	150	2	0	0
8/5	91	60	0,6	0	0
15/5	98	125	7	4	0
22/5	105	3,5	1,5	1	0
29/5	112	170	1,5	1,7	0
5/6	119	25	3	0,3	0
12/6	126	20	2	0	0
19/6	133	27	5	0	0
26/6	140	24	1	0	0
3/7	147	16	2	0	0
10/7	154	8	1,5	0	0
17/7	161	6	2	0	0
24/7	168	15	2,5	0	0
31/7	175	18	3	0	0
7/8	182	20	2	0	0
MÉDIA		62	2	0	0
Desvio Padrão		91	2	1	0
Coefic. de Variação (%)		145,86	68,87	224,00	0

Tabela 23 Valores da Remoção dos Sólidos Sedimentáveis

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	98,42	66,67	100,00	100,00	100,00
24/4	77	99,14	76,67	100,00	100,00	100,00
1/5	84	98,67	100,00	100,00	100,00	100,00
8/5	91	99,00	100,00	100,00	100,00	100,00
15/5	98	94,40	42,86	100,00	100,00	100,00
22/5	105	57,14	33,33	100,00	100,00	100,00
5/6	119	88,00	90,00	100,00	100,00	100,00
12/6	126	90,00	100,00	100,00	100,00	100,00
19/6	133	81,48	100,00	100,00	100,00	100,00
26/6	140	95,83	100,00	100,00	100,00	100,00
3/7	147	87,50	100,00	100,00	100,00	100,00
10/7	154	81,25	100,00	100,00	100,00	100,00
17/7	161	66,67	100,00	100,00	100,00	100,00
24/7	168	83,33	100,00	100,00	100,00	100,00
31/7	175	83,33	100,00	100,00	100,00	100,00
7/8	182	90,00	100,00	100,00	100,00	100,00
MÉDIA	-	87,14	88,10	100,00	100,00	100,00

Tabela 24 Valores de DQO

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
17/4	70	1152	1017	1015	906
24/4	77	2866	942	924	852
1/5	84	1015	917	913	868
8/5	91	962	904	857	819
15/5	98	1013	895	877	870
22/5	105	2518	1011	863	857
29/5	112	1857	1028	828	792
5/6	119	1904	808	763	761
12/6	126	1796	792	792	774
19/6	133	2787	794	785	763
26/6	140	1528	794	778	741
3/7	147	1528	799	772	756
10/7	154	2419	814	790	763
17/7	161	1542	828	796	785
24/7	168	1490	908	814	781
31/7	175	1680	828	819	738
7/8	182	1582	819	796	781
MÉDIA		1743	876	834	800
Desvio Padrão		597	84	67	51
Coefic. de Variação (%)		34,23	9,55	8,04	6,42

Tabela 25 Valores da Remoção de DQO

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
17/4	70	11,72	0,20	10,74	10,91	21,35
24/4	77	67,13	1,91	7,79	9,55	70,27
1/5	84	9,66	0,44	4,93	5,34	14,48
8/5	91	6,03	5,20	4,43	9,40	14,86
15/5	98	11,65	2,01	0,80	2,79	14,12
22/5	105	59,85	14,64	0,70	15,23	65,97
29/5	112	44,64	19,46	4,35	22,96	57,35
5/6	119	57,56	5,57	0,26	5,82	60,03
12/6	126	55,90	0,00	2,27	2,27	56,90
19/6	133	71,51	1,13	2,80	3,90	72,62
26/6	140	48,04	2,02	4,76	6,68	51,51
3/7	147	47,71	3,38	2,07	5,38	50,52
10/7	154	66,35	2,95	3,42	6,27	68,46
17/7	161	46,30	3,86	1,38	5,19	49,09
24/7	168	39,06	10,35	4,05	13,99	47,58
31/7	175	50,71	1,09	9,89	10,87	56,07
7/8	182	48,23	2,81	1,88	4,64	50,63
MÉDIA	-	43,65	4,53	3,91	8,31	48,34

Tabela 26 Valores de Nitrato (NO₃)

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
29/5	112	77,5	72,5	57,5	47,5
5/6	119	67,5	57,5	55,0	47,5
12/6	126	112,5	90,0	67,5	67,5
19/6	133	67,5	65,0	60,0	52,5
26/6	140	107,5	95,0	77,5	67,5
3/7	147	82,5	72,5	72,5	22,5
10/7	154	75,0	60,0	52,5	10,0
17/7	161	97,5	82,5	57,5	45,0
24/7	168	105,0	82,5	42,5	20,0
31/7	175	117,5	97,5	82,5	77,5
7/8	182	102,5	100,0	90,0	80,0
MÉDIA		92,05	79,55	65,00	48,86
Desvio Padrão		18,47	15,12	14,32	23,57
Coefic. de Variação (%)		20,06	19,00	22,03	48,23

Tabela 27 Valores da Remoção de Nitrato (NO₃)

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
29/5	112	6,45	20,69	17,39	34,48	38,71
5/6	119	14,81	4,35	13,64	17,39	29,63
12/6	126	20,00	25,00	0,00	25,00	40,00
19/6	133	3,70	7,69	12,50	19,23	22,22
26/6	140	11,63	18,42	12,90	28,95	37,21
3/7	147	12,12	0,00	68,97	68,97	72,73
10/7	154	20,00	12,50	80,95	83,33	86,67
17/7	161	15,38	30,30	21,74	45,45	53,85
24/7	168	21,43	48,48	52,94	75,76	80,95
31/7	175	17,02	15,38	6,06	20,51	34,04
7/8	182	2,44	10,00	11,11	20,00	21,95
MÉDIA	-	13,18	17,53	27,11	39,92	47,09

Tabela 28 Valores de Amônia (NH₃)

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
29/5	112	20,50	18,25	17,50	16,75
5/6	119	21,50	14,75	14,25	11,50
12/6	126	21,00	17,00	16,25	10,75
19/6	133	21,00	17,25	15,75	10,25
26/6	140	21,50	18,00	16,00	9,75
3/7	147	23,00	21,50	17,75	16,25
10/7	154	18,00	15,50	15,25	6,50
17/7	161	20,50	17,00	16,25	5,75
24/7	168	20,25	18,25	16,00	6,75
31/7	175	21,75	16,75	15,25	10,00
7/8	182	22,00	18,00	15,25	7,00
MÉDIA		21,00	17,48	15,95	10,11
Desvio Padrão		1,27	1,74	1,01	3,71
Coefic. de Variação (%)		6,05	9,96	6,34	36,64

Tabela 29 Valores da Remoção de Amônia (NH₃)

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
29/5	112	10,98	4,11	4,29	8,22	18,29
5/6	119	31,40	3,39	19,30	22,03	46,51
12/6	126	19,05	4,41	33,85	36,76	48,81
19/6	133	17,86	8,70	34,92	40,58	51,19
26/6	140	16,28	11,11	39,06	45,83	54,65
3/7	147	6,52	17,44	8,45	24,42	29,35
10/7	154	13,89	1,61	57,38	58,06	63,89
17/7	161	17,07	4,41	64,62	66,18	71,95
24/7	168	9,88	12,33	57,81	63,01	66,67
31/7	175	22,99	8,96	34,43	40,30	54,02
7/8	182	18,18	15,28	54,10	61,11	68,18
MÉDIA	-	16,74	8,34	37,11	42,41	52,14

Tabela 30 Valores de Fósforo

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
29/5	112	7,90	7,00	7,00	6,80
5/6	119	8,90	7,00	6,40	4,70
12/6	126	12,80	6,80	6,20	4,50
19/6	133	11,70	6,90	5,60	5,30
26/6	140	12,50	6,70	5,70	3,90
3/7	147	12,20	6,40	5,30	4,00
10/7	154	9,10	7,10	6,80	5,40
17/7	161	13,00	8,00	8,00	5,10
24/7	168	11,40	7,30	7,10	4,70
31/7	175	11,40	7,70	6,20	4,40
7/8	182	9,80	7,20	6,90	5,00
MÉDIA		10,97	7,10	6,47	4,89
Desvio Padrão		1,76	0,45	0,79	0,80
Coefic. de Variação (%)		15,99	6,33	12,15	16,32

Tabela 31 Valores da Remoção de Fósforo

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
29/5	112	11,39	0,00	2,86	2,86	13,92
5/6	119	21,35	8,57	26,56	32,86	47,19
12/6	126	46,88	8,82	27,42	33,82	64,84
19/6	133	41,03	18,84	5,36	23,19	54,70
26/6	140	46,40	14,93	31,58	41,79	68,80
3/7	147	47,54	17,19	24,53	37,50	67,21
10/7	154	21,98	4,23	20,59	23,94	40,66
17/7	161	38,46	0,00	36,25	36,25	60,77
24/7	168	35,96	2,74	33,80	35,62	58,77
31/7	175	32,46	19,48	29,03	42,86	61,40
7/8	182	26,53	4,17	27,54	30,56	48,98
MÉDIA	-	33,63	9,00	24,14	31,02	53,39

Tabela 32 Valores de Fosfato (PO₄)

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
29/5	112	24,30	21,70	21,50	21,00
5/6	119	27,30	21,60	19,60	14,40
12/6	126	38,00	21,00	19,10	13,80
19/6	133	36,00	21,20	17,20	16,20
26/6	140	38,20	20,70	17,50	11,90
3/7	147	36,30	19,80	15,20	12,30
10/7	154	28,60	22,80	20,90	16,70
17/7	161	42,00	24,70	24,60	15,70
24/7	168	39,30	22,40	22,00	14,60
31/7	175	40,90	23,80	19,20	13,70
7/8	182	39,70	22,30	21,20	15,40
MÉDIA		35,51	22,00	19,82	15,06
Desvio Padrão		5,99	1,41	2,61	2,48
Coefic. de Variação (%)		16,85	6,40	13,16	16,46

Tabela 33 Valores da Remoção de Fosfato (PO₄)

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
29/5	112	10,70	0,92	2,33	3,23	13,58
5/6	119	20,88	9,26	26,53	33,33	47,25
12/6	126	44,74	9,05	27,75	34,29	63,68
19/6	133	41,11	18,87	5,81	23,58	55,00
26/6	140	45,81	15,46	32,00	42,51	68,85
3/7	147	45,45	23,23	19,08	37,88	66,12
10/7	154	20,28	8,33	20,10	26,75	41,61
17/7	161	41,19	0,40	36,18	36,44	62,62
24/7	168	43,00	1,79	33,64	34,82	62,85
31/7	175	41,81	19,33	28,65	42,44	66,50
7/8	182	43,83	4,93	27,36	30,94	61,21
MÉDIA	-	36,25	10,14	23,58	31,47	55,39

Tabela 34 Valores de Ortofosfato (P₂O₅)

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P2	P3	P4
29/5	112	18,20	16,20	16,10	15,60
5/6	119	20,40	16,10	14,70	10,80
12/6	126	30,20	15,70	14,30	10,30
19/6	133	26,90	15,90	12,90	12,10
26/6	140	33,00	15,40	13,10	8,90
3/7	147	30,10	14,80	11,00	9,20
10/7	154	22,00	16,20	15,60	12,40
17/7	161	38,80	18,40	18,30	11,70
24/7	168	19,40	16,70	16,40	10,90
31/7	175	36,80	17,70	14,30	10,20
7/8	182	23,40	16,60	15,80	11,50
MÉDIA		27,20	16,34	14,77	11,24
Desvio Padrão		7,12	1,01	1,99	1,82
Coefic. de Variação (%)		26,19	6,20	13,47	16,24

Tabela 35 Valores da Remoção de Ortofosfato (P₂O₅)

Data da Coleta	Dias de Operação	REMOÇÃO				Sistema
		Antes do RAC	RAC	Leito Cultivado	RAC + Leito Cultivado	
29/5	112	10,99	0,62	3,11	3,70	14,29
5/6	119	21,08	8,70	26,53	32,92	47,06
12/6	126	48,01	8,92	27,97	34,39	65,89
19/6	133	40,89	18,87	6,20	23,90	55,02
26/6	140	53,33	14,94	32,06	42,21	73,03
3/7	147	50,83	25,68	16,36	37,84	69,44
10/7	154	26,36	3,70	20,51	23,46	43,64
17/7	161	52,58	0,54	36,07	36,41	69,85
24/7	168	13,92	1,80	33,54	34,73	43,81
31/7	175	51,90	19,21	28,67	42,37	72,28
7/8	182	29,06	4,82	27,22	30,72	50,85
MÉDIA	-	36,27	9,80	23,48	31,15	55,01

Tabela 36 Valores e Remoção de Coliformes Totais

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P4	Remoção %
3/7	147	$2,4 \times 10^9$	$0,16 \times 10^9$	93,33
10/7	154	$3,6 \times 10^9$	$0,22 \times 10^9$	93,88
17/7	161	$5,7 \times 10^9$	$0,19 \times 10^9$	96,66
24/7	168	$4,1 \times 10^9$	$0,21 \times 10^9$	94,87
31/7	175	$2,4 \times 10^8$	$0,00014 \times 10^9$	99,94
7/8	182	$0,17 \times 10^9$	$0,00002 \times 10^9$	99,98
MÉDIA		2918333333 ($2,9 \times 10^9$)	130026666,7 ($1,3 \times 10^8$)	96,44
Desvio Padrão		2423075869 ($2,4 \times 10^9$)	102721386 ($1,0 \times 10^8$)	-
Coefic. de Variação (%)		83,02944154	79,00024561	-

Tabela 37 Valores e Remoção de Coliformes Fecais (*E. coli*)

Data da Coleta	Dias de Operação	P1	P4	Remoção %
3/7	147	$4,4 \times 10^4$	0	100,0
10/7	154	$0,98 \times 10^4$	$0,31 \times 10^4$	68,36
17/7	161	$0,52 \times 10^4$	0	100,0
24/7	168	$0,63 \times 10^4$	0	100,0
31/7	175	$0,98 \times 10^4$	0	100,0
7/8	182	$1,1 \times 10^4$	0	100,0
MÉDIA		14350 ($1,4 \times 10^4$)	516,6666667 $5,1 \times 10^2$	94,72
Desvio Padrão		14698,80948 ($1,4 \times 10^4$)	1265,5697 $1,2 \times 10^3$	-
Coefic. de Variação (%)		102,4307281	244,9489743	-

Tabela 38 Perfil do Crescimento da Taboa

Data	Dias após Plantio	A ₁ Amostra (Altura cm)	A ₂ Amostra (Altura cm)	A ₃ Amostra (Altura cm)	A ₄ Amostra (Altura cm)	A ₅ Amostra (Altura cm)	Altura Média de 5 Amostras (cm)
26/12/2005	17	9	30	30	18	15	20,40
9/1/2006	31	50	72	70	45	54	58,20
23/1/2006	45	81	98	97	69	81	85,20
7/2/2006	60	108	144	134	100	109	119,00
21/2/2006	74	120	144	141	108	110	124,60
-	-	-	-	-	-	-	Média Adulta 124,60
Rebrota							
10/4/2006	122	61	66	54	48	58	57,40
24/4/2006	136	85	91	83	67	74	80,00
8/5/2006	150	107	98	90	71	79	89,00
22/5/2006	164	107	98	90	73	79	89,40
-	-	-	-	-	-	-	Média Adulta 89,40
Rebrota							
29/5/2006	171	82	83	82	63	76	77,20
12/6/2006	185	82	83	82	63	76	77,20
-	-	-	-	-	-	-	Média Adulta 77,20
Rebrota							
26/6/2006	199	58	60	64	57	58	59,40
10/7/2006	213	65	66	80	60	61	66,40
24/7/2006	227	65	66	80	60	64	67,00
-	-	-	-	-	-	-	Média Adulta 67,00
Rebrota							
7/8/2006	241	40	56	17	37	63	42,60
Média Adulta por Amostra	-	93,5	97,7	98,2	76	82,2	-

10 ANEXOS

ANEXO A: PROJETO DE LEI 5649/05 - Deputado Federal Eduardo Valverde (PT-RO): Cria a profissão de coletor, catador e reciclador de lixo urbano e dá outras providências (JORDAN, 2006 a e b)

Capítulo I - Das Disposições Gerais

Artigo 1º Esta lei regula as diversas modalidades de trabalho em limpeza urbana e destinação final dos resíduos sólidos urbanos, industriais ou hospitalares.

Artigo 2º Defini-se como limpeza urbana, toda atividade produtiva destinada a realizar a coleta, a cata, a separação e a reciclagem dos resíduos sólidos, de origem urbana, industrial ou hospitalar, realizada por empresas, cooperativas, trabalho monofamiliar e individualmente, por trabalhadores autônomos.

Artigo 3º Nos termos desta lei, considera-se lixo urbano, todo resíduo sólido emanado da coleta de lixo domiciliar, industrial ou hospitalar, bem como do lixo coletado da varrição, capina, poda, desobstrução de valas, sarjetas e da remoção de material inerte dos logradouros públicos.

Capítulo II - Do Trabalhador (a) Coletor de Lixo

Artigo 4º É coletor(a) de lixo, o trabalhador(a) que prestando serviço subordinado a empresas ou à administração pública direta ou indireta, realiza a coleta domiciliar, industrial ou hospitalar de lixo, valendo-se de meios mecânicos ou manuais.

§ Único - Equiparam-se a estes trabalhadores os que realizam a varrição, a poda de árvores, a limpeza de monumentos, a capina, desobstrução de valas, sarjetas, valas e canais existentes nos logradouros públicos, os que operam maquinários ou veículos e os que fiscalizam estas atividades.

Artigo 5º Àqueles que trabalham exclusivamente na coleta terão jornada máximo de 6 (seis) horas.

Artigo 6º Nenhum coletor de lixo poderá iniciar suas atividades sem conhecer os riscos inerentes ao trabalho e sem os equipamentos individuais de segurança, nos termos da legislação trabalhista.

§ Único - Os coletores de lixo hospitalar ou industrial deverão ter treinamento especial para a coleta, condicionamento e destinação final do lixo e deverão utilizar uniformes que os identifiquem quando da realização do trabalho.

Artigo 7º Os coletores de lixo deverão ser transportados durante o horário de serviço, em cabines acopladas aos respectivos veículos, a fim de lhes serem garantidas melhores condições de segurança e salubridade.

Artigo 8º Os coletores de lixo que trabalham em vias públicas onde haja tráfego de veículos deverão usar obrigatoriamente coletes refletivos e de cores destacadas.

Artigo 9º O adicional de insalubridade será calculada sobre o salário do coletor de lixo, sendo de 40% na coleta domiciliar e de 50% na coleta de lixo hospitalar ou industrial.

Artigo 10º As empresas deverão garantir local adequado para os trabalhadores realizarem suas refeições durante os intervalos intrajornada.

Capítulo III - Do Catador (a) de Lixo Reciclável

Artigo 11º É catador (a) de lixo, o trabalhador (a) que individual, familiar ou coletivamente, realiza, com fins profissionais e sem subordinação jurídica, a cata manual e espontânea de lixo reciclável existente nos logradouros públicos ou privados, nos lixões ou nos aterros sanitários, com o fito de destiná-lo ao reaproveitamento.

Artigo 12º O Poder Público deverá estimular a criação e o fomento de cooperativas de catadores de lixo, bem como de centrais de recebimento de lixo reciclável.

Artigo 13º Para fins desta lei, considera-se centrais de recebimento de lixo reciclável, os locais onde é recolhido, separado e preparado o lixo para beneficiamento.

§ Primeiro - As centrais de recebimento constituídas e dirigidas exclusivamente por cooperativas de catadores terão apoio creditício diferenciado do Poder Público para compra de equipamentos e desenvolvimento de pessoas.

§ Segundo - O Poder Público estimulará a parceria entre as cooperativas de catadores e as universidades públicas com o objetivo de permitir o acesso daquelas às novas tecnologias sociais na atividade de reciclagem e destinação do lixo.

§ Terceiro - Em cada central de recebimento de lixo reciclável deverá funcionar escola de ensino fundamental para os filhos dos catadores.

Artigo 14º O catador (a) de lixo será considerado segurado (a) especial pela Previdência Social, nos termos da legislação previdenciária.

Artigo 15º Quando a cata de lixo estiver organizada no âmbito familiar, a inclusão previdenciária abrangerá a mulher trabalhadora e os filhos maiores de 18 anos.

Artigo 16º É proibido o trabalho de cata e separação, a adolescentes menores de 18 anos, quando for realizada em lixões ou em aterros sanitários.

Artigo 17º Os catadores de lixo deverão requerer registro na Delegacia Regional do Trabalho ou nos órgão público conveniados.

Artigo 18º A atividade de cata de lixo reciclável é considerada de utilidade pública.

Capítulo IV - Do Reciclador de Lixo

Artigo 19º Considera-se trabalhador (a) na reciclagem de lixo, aquele (a) que de forma autônoma ou subordinada, trabalha com fins profissionais em centrais de reciclagem de lixo, constituídas e mantidas por cooperativas de trabalho ou por empresas individuais ou coletivas com ou sem fins lucrativos.

§ Único - O Poder Público deverá fomentar a criação de empresas autogestionárias de reciclagem de lixo.

Artigo 20º Quando o trabalhador laborar na condição de empregado, em centrais de reciclagem de lixo, além da denominação de reciclador de lixo, se acrescentará a ocupação principal que o mesmo assume na organização do trabalho.

Artigo 21º O reciclador de lixo poderá constituir-se em cooperativo de trabalho com o objetivo instituir e gerir centrais de reciclagem, ou integrar cooperativa de catadores de lixo, com o mesmo objetivo.

Artigo 22º O trabalho de reciclagem de lixo é considerada atividade insalubre, para fins da legislação do trabalho e previdenciário.

Artigo 23º Os trabalhadores na reciclagem do lixo, quando organizados no trabalho familiar ou em cooperativa de trabalho são considerados segurados especiais da Previdência social, nos termos da legislação pertinente.

Artigo 24º As cooperativas de trabalho de recicladores de lixo ou de catadores terão preferência nas parcerias com o Poder Público, na gestão e operação de aterros sanitários.

Artigo 25º O reciclador de lixo, quando autônomo, deverá solicitar registro na Delegacia Regional do Trabalho.

Artigo 26º Para os fins deste lei, entende-se como centrais de reciclagem, o estabelecimento onde são transformado em matéria prima as diversas espécies de lixo urbano sólido, podendo ou não ocorrer transformação em produto acabado ou semi-acabado.

Artigo 27º O Poder Público deverá estimular a industrialização do lixo reciclado por pequenas e micro empresas industriais ou pelo trabalho artesanal.

Artigo 26º A atividade de reciclagem de lixo é considerado de utilidade pública.

JUSTIFICATIÇÃO

A sociedade contemporânea se diferencia de todas as demais pela sua potencialidade de produzir lixo em escala crescente, com inevitáveis problemas ambientais e sociais que acarretam. A limpeza urbana e o devido direcionamento e reutilização do lixo assume dimensões cada vez maiores para a sociedade e para a administração pública.

O lixo não representa apenas um problema grave a ser solucionado, mais também reflete, na sua produção, as distinções de classe existente. Os ricos produzem muito lixo, os pobres ficam encarregados de recolhe-lo, assumindo também o ônus da discriminação da condição assumida.

O projeto de lei visa reconhecer os diversos profissionais que ganham a vida trabalhando com o lixo, dando-lhes visibilidade institucional e diferenciando-os em suas atividades peculiares, garantindo-lhes direitos trabalhistas e previdenciários.

O projeto define a profissão de coletor de lixo ou gari, que muitos denominam de “lixeiro”, como se sua atividade fosse de espalhar o lixo. A percepção que se tem da atividade profissional, é daquele trabalhador que sempre está correndo atrás do caminhão recolhendo sacos de lixo (média de 4 a 6 toneladas por dia) e percorrendo cerca de 35 a 40 Km por dia, em oito horas de trabalho em média. Porém, um dos piores problemas dessa profissão é a discriminação em face do preconceito social pelo não entendimento da real problemática que o lixo acarreta para as grandes cidades. A limpeza urbana torna-se a cada dia uma atividade de elevado alcance, em especial nas grandes cidades, pois vem exigindo novas metodologia, incorporação de tecnologias de ponta e equipamentos mais avançados, logo a exigência de

maior qualificação profissional é consequência natural. Além do mais, a limpeza urbana, envolvendo a coleta domiciliar, industrial e hospitalar, bem como todas as demais atividades de retirada de resíduos sólidos dos logradouros públicos, acarreta a problemática da destinação e acomodação final.

Paralelo a figura profissional do coletor de lixo, identificado como empregado de órgão público ou de empresas especializadas, surge também a atividade profissional de catador de material reciclável. Em regra, são profissionais autônomos que trabalham em unidade monofamiliar ou em cooperação, fazendo da cata do lixo reciclável meio de vida permanente.

O reconhecimento como profissão e sua legalização (com a conseqüente diminuição do preconceito) seria o reconhecimento de que o catador é o primeiro profissional do processo de reciclagem e portanto colaborador da limpeza pública.

Em recente congresso da categoria, ocorrido em Brasília, reunindo 1600 pessoas representando 17 estados brasileiros, apontam para uma organização maior e também para mais independência em relação aos órgãos públicos e às empresas privadas, a fim de que a atividade se torne auto-gestionária e associativa. É uma profissão alternativa, na mesma modalidade dos pequenos agricultores ou artesãos, e que cresce a cada dia, em face do desemprego e falta de qualificação profissional.

Talvez seja difícil para alguns enxergar no puxador do carrinho que passa na rua, um trabalhador como outro qualquer, que tira dali o sustento dele e de uma família inteira. Poder ser um trabalhador com mais dificuldades que os demais, morando em sub-habitações ou até mesmo nas ruas, mal vestido, mal alimentado e etc; mas mesmo assim, são trabalhadores no sentido jurídico e que buscam sua valorização enquanto cidadão.

Pretende o projeto de lei, ao compreender o fenômeno do lixo, estimular a organização dos trabalhadores em cooperativas para que controlem o lixo e instituam suas próprias usinas de reciclagem e aproveitamento final, é dominar a cadeia produtiva, realizando um melhor preço pelo trabalho.

Por último, há que se destacar os profissionais da reciclagem, que tanto podem manter relações trabalhistas com usinas de reciclagem, ou organizarem-se em cooperativas de produção com objetivo de beneficiar o lixo prensado pelas centrais de recebimento e separação, constituindo com os catadores uma única categoria visando recolher, separar, beneficiar e transformar o lixo em novos produtos úteis a sociedade.

ANEXO B: Polietileno de Baixa Densidade (PEBD)

Conforme REMEDIO, 1999, o PEBD é um polímero obtido por altas pressões, que possui ramificações mais longas que as do polietileno de alta densidade (PEAD), também sendo menos linear e menos cristalino que este.

Até recentemente, nenhum outro meio comercial para sintetizar polietileno altamente ramificado era eficaz. Contudo, hoje existem algumas evidências de que ramificações longas podem ser produzidas por catalisadores metalocênicos. As ramificações são de 2 tipos distintos, de acordo com COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003:

- devido à transferência de cadeia intermolecular: essas ramificações são, na maioria das vezes, tão longas quanto a cadeia principal do polímero. Em geral, contêm algumas dezenas ou centenas de átomos de carbono. Esse tipo de ramificação tem um efeito acentuado sobre a viscosidade do polímero em solução. Pode ser identificada pela comparação entre a viscosidade de um polietileno ramificado e a de um polímero linear de mesmo peso molecular. Além disso, a presença destas ramificações determina o grau de cristalização, as temperaturas de transição e afeta parâmetros cristalográficos, tais como tamanho dos cristalitos; e,
- devido à transferência de cadeia intramolecular: as ramificações produzidas são curtas, via radicais livres, constituídas principalmente de n-butila, porém grupos etila e n-hexila, em menores proporções também são formados.

As propriedades apresentadas entre outras informações sobre PEBD, são descritas por REMEDIO, 1999 e por COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003.

ANEXO C: Polietileno de Alta Densidade (PEAD)

O polietileno de alta densidade é um polímero altamente cristalino (acima de 90%), cuja temperatura de fusão (T_m) é na faixa de 130 a 135 °C, cujas cadeias são lineares, com baixo teor de ramificações e temperatura reacional entre 50 a 100 °C (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Quanto às propriedades deste termoplástico, destaca-se a linearidade apresentada pelas suas cadeias, que conseqüentemente produz maior densidade, que leva à orientação, ao alinhamento e ao empacotamento das cadeias com maior eficiência, onde as forças de Van der Waals agem com maior intensidade, promovendo cristalinidade superior ao PEBD. Sendo maior a cristalinidade, a fusão poderá ocorrer em temperaturas mais altas. Devido à cristalinidade e à diferença de índice de refração entre as fases amorfa e cristalina, filmes de PEAD (obtidos via catalisadores Ziegler-Natta ou Phillips) finos são translúcidos, menos transparentes do que os de PEBD (obtidos via radicais livres), que são menos cristalinos.

A orientação das cadeias poliméricas exerce um forte efeito sobre as propriedades mecânicas do polímero, onde materiais fabricados com PEAD altamente orientado, são aproximadamente 10 vezes mais resistentes do que os fabricados a partir do polímero não orientado, pois a orientação aumenta o empacotamento das cadeias e conseqüentemente aumenta a rigidez do polímero (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

O peso molecular tem influência sobre as propriedades do PEAD e depende de sua extensão. O PEAD de baixo peso molecular, é frágil e quebra sob baixas deformações, também apresentam maior fragilidade a impactos. O peso molecular típico do PEAD comercial, está na faixa de 80.000 a 1.200.000 Mn e apresenta apropriada resistência a impactos e deformações.

O aumento no teor de ramificações reduz a cristalinidade, que leva à redução da resistência a tração (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

Em geral, o PEAD exibe baixa reatividade química. As regiões mais reativas das moléculas são as duplas ligações finais e as ligações CH terciárias em ramificações. O PEAD é estável em soluções alcalinas de qualquer concentração e em soluções salinas independente do pH, incluindo agentes oxidantes como KMnO_4 e $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Não reage com ácidos orgânicos, HCl ou HF. Soluções concentradas de H_2SO_4 (maior que 70%), sob elevadas

temperaturas reagem vagarosamente com PEAD, produzindo sulfoderivados (COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003).

À temperatura ambiente, PEAD não é solúvel em nenhum solvente conhecido, apesar de muitos solventes, como xileno, por exemplo, causarem um efeito de inchamento. Sob altas temperaturas, PEAD se dissolve em alguns hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos. O PEAD é relativamente resistente ao calor. Processos químicos sob alta temperatura, em meio inerte ou no vácuo, resultam em ruptura e formação de ligações cruzadas nas cadeias poliméricas. Sob elevadas temperaturas, o oxigênio ataca a macromolécula, reduzindo seu peso molecular. Sob baixas temperaturas, pode ocorrer degradação foto-oxidativa. O PEAD é ligeiramente permeável a compostos orgânicos, tanto em fase líquida como gasosa. A permeabilidade à água e gases inorgânicos é baixa. É menos permeável a gases (CO_2 , O_2 , N_2) do que o PEBD.

Outras informações sobre as propriedades do PEAD são descritas por REMEDIO, 1999 e por COUTINHO, MELLO e SANTA MARIA, 2003.

ANEXO D: Polipropileno (PP)

O polipropileno é uma resina termoplástica, pertencente ao grupo das poliolefinas que inclui os polietilenos e polibutenos, obtida através da polimerização estereoespecífica, utilizando catalizadores tipo Ziegler-Natta, de monômeros do gás propileno ou propeno. (GUITIÁN, 1995; O PLÁSTICO NA HISTÓRIA, 2006; POLIPROPILENO, 2006; SOBRE O POLIPROPILENO, 2006).

São apresentados os seguintes tipos de polipropileno: homopolímeros, copolímeros randômicos e copolímeros heterofásicos, com índices de fluidez podendo variar entre 0,6 a 100 g/10 minutos. Os homopolímeros são produzidos pela polimerização única do propeno. Os homopolímeros apresentam alta isotaticidade, e por conseguinte elevada cristalinidade, alta rigidez, dureza e resistência ao calor. Os copolímeros randômicos são obtidos quando se adiciona ao propeno um segundo monômero (normalmente eteno) no reator. As moléculas de eteno são inseridas aleatoriamente, o que reduz a cristalinidade do material. Por este motivo, os copolímeros randômicos apresentam maior transparência, menor temperatura de fusão e são mais resistentes ao impacto à temperatura ambiente que os homopolímeros. Os copolímeros heterofásicos (muitas vezes também chamados de copolímeros de impacto ou de bloco) são produzidos em dois reatores em série, onde no primeiro se polimeriza somente o propeno e no segundo uma fase elastomérica composta de propeno e eteno. Por apresentar, então, estas duas fases os copolímeros heterofásicos perdem transparência, porém apresentam elevada resistência ao impacto tanto à temperatura ambiente como a baixas temperaturas (SOBRE O POLIPROPILENO, 2006; POLIPROPILENO, 2006).

O polipropileno apresenta grande facilidade de processamento, ampla faixa de propriedades e versatilidade de aplicação e uso. Estas características têm permitido o crescimento contínuo do seu consumo, possibilitando ser um dos plásticos de maior taxa de crescimento mundial. O polipropileno é um termoplástico semicristalino e apresenta cadeias longas. As macromoléculas de polipropileno podem conter milhares de unidades monoméricas. O termo estereoespecífico do catalisador se refere à característica de controlar a posição do grupo metila na cadeia polimérica de forma ordenada. A maior parte do polipropileno comercial é do tipo "isotático", em que a maioria das unidades de propeno está com a "cabeça" unida à "cauda", formando uma cadeia com todos os grupos metila orientados

para o mesmo lado. Esta estrutura estereorregular favorece o desenvolvimento de regiões cristalinas, que, dependendo das condições de processamento, permite obter uma cristalinidade entre 40 e 70% (SOBRE O POLIPROPILENO, 2006).

Entre as principais características do polipropileno no tocante à sua alta aceitação e significativo crescimento, destacam-se conforme POLIPROPILENO, 2006 e SOBRE O POLIPROPILENO, 2006:

- elevada rigidez, superior à maioria dos plásticos comerciais;
- elevada resistência à fadiga por flexão, tornando-o adequado a aplicações em dobradiças integrais;
- resistência às altas temperaturas (ponto de fusão de 170°C);
- boa resistência ao impacto à temperatura ambiente para todos os tipos de polipropileno;
- densidade de $0,905\text{ g/cm}^3$, uma das mais baixas entre todos os materiais plásticos disponíveis comercialmente, que permite obter peças com baixo peso (baixo peso específico), especialmente quando orientado;
- propriedades mecânicas adequadas, quando reforçado, e suficiente para competir, em várias aplicações, com plásticos de engenharia de maior custo;
- boas propriedades que possibilitam uma fácil moldagem por injeção;
- pode ser estirado e orientado, fundamental para produção de fibras e filmes orientados;
- excelente transparência por contacto;
- baixo custo de produção;
- alta dureza superficial;
- elevada resistência química, não sendo atacado pela grande maioria de produtos químicos à temperatura ambiente;
- baixíssima absorção de água, baixa permeabilidade ao vapor de água; e,
- baixíssima condutividade elétrica.

As desvantagens do polipropileno são, basicamente: pouca resistência ao impacto em baixas temperaturas, faixa reduzida da temperatura de fusão e a baixa resistência à oxidação. A primeira desvantagem pode ser minimizada através da mistura com PEAD ou copolímeros contendo eteno. A segunda pode ser eliminada através da adição de antioxidantes e, a terceira por novas tecnologias na modificação ou formulação do próprio polímero (POLIPROPILENO, 2006).

**ANEXO E: Artesanatos Confeccionados com Fibras de *Typha domingensis* Person
(SOUSA, 2003)**



Figura 93 Chinelos



Figura 94 Esteira



Figura 95 Jogo americano



Figura 96 Luminárias

ANEXO F: Valores Diários da Temperatura (Mínima, Máxima e Média) Durante o Período de 17/04 a 07/08/2006 Determinados na Estação Meteorológica da UNICAMP.001 (FEAGRI) (OTAVIAN, 2007)

Data	T _{min}	T _{max}	T _{med}
17/4/2006	18.8	22.6	20.7
18/4/2006	15.6	23.6	19.6
19/4/2006	14.8	25.6	20.2
20/4/2006	14.4	26	20.2
21/4/2006	14.6	26.4	20.5
22/4/2006	14	27	20.5
23/4/2006	17.8	29.4	23.6
24/4/2006	16.6	30.4	23.5
25/4/2006	18.2	30.4	24.3
26/4/2006	17.3	29.23	23.265
27/4/2006	16.97	26.93	21.95
28/4/2006	14.36	26.75	20.555
29/4/2006	14.66	28.41	21.535
30/4/2006	15.67	27.39	21.53
1/5/2006	13.17	27.99	20.58
2/5/2006	13.21	27.86	20.535
3/5/2006	9.28	23.38	16.33
4/5/2006	7.91	23.33	15.62
5/5/2006	9.6	23.1	16.35
6/5/2006	11.14	25.5	18.32
7/5/2006	13.46	24.82	19.14
8/5/2006	13.99	24.13	19.06
9/5/2006	12.74	25.32	19.03
10/5/2006	13.56	24.76	19.16
11/5/2006	10.17	23.07	16.62
12/5/2006	10.38	20	15.19
13/5/2006	11.23	22.99	17.11
14/5/2006	12.08	25.48	18.78
15/5/2006	12.2	25.99	19.095
16/5/2006	12.98	25.64	19.31
17/5/2006	12.96	25.73	19.345
18/5/2006	11.51	26.67	19.09
19/5/2006	10.55	26.62	18.585
20/5/2006	10.63	20.69	15.66
21/5/2006	12.99	23.96	18.475
22/5/2006	15.03	20.12	17.575
23/5/2006	15.6	17.11	16.355
24/5/2006	14.48	19.98	17.23
25/5/2006	13.59	24.64	19.115
26/5/2006	11.22	25.28	18.25
27/5/2006	10.93	27.56	19.245
28/5/2006	10.97	27.13	19.05

Continuação ...

**ANEXO F: Valores Diários da Temperatura (Mínima, Máxima e Média) Durante o Período de
17/04 a 07/08/2006 Determinados na Estação Meteorológica da UNICAMP.001 (FEAGRI)
(OTAVIAN, 2007) Continuação ...**

Data	T _{min}	T _{max}	T _{med}
29/5/2006	11.23	28.31	19.77
30/5/2006	12.27	29.26	20.765
31/5/2006	12.27	28.83	20.55
1/6/2006	14.33	25.4	19.865
2/6/2006	12.48	24.54	18.51
3/6/2006	12.69	26.15	19.42
4/6/2006	11.02	25.9	18.46
5/6/2006	11.1	23.07	17.085
6/6/2006	12.15	26.15	19.15
7/6/2006	12.79	26.8	19.795
8/6/2006	13.33	27.05	20.19
9/6/2006	11.44	26.27	18.855
10/6/2006	10.8	26.73	18.765
11/6/2006	12.47	26.6	19.535
12/6/2006	12.48	24.89	18.685
13/6/2006	13.85	27.01	20.43
14/6/2006	11.72	26.08	18.9
15/6/2006	8.58	26.01	17.295
16/6/2006	8.67	24.43	16.55
17/6/2006	9.04	24.8	16.92
18/6/2006	12.63	26.72	19.675
19/6/2006	12.63	26.79	19.71
20/6/2006	11.06	26.12	18.59
21/6/2006	10.68	26.7	18.69
22/6/2006	10.55	28.36	19.455
23/6/2006	10.76	27.47	19.115
24/6/2006	13.21	27.14	20.175
25/6/2006	12.79	27.17	19.98
26/6/2006	13.21	19.34	16.275
27/6/2006	11.66	18.91	15.285
28/6/2006	8.67	18.91	13.79
29/6/2006	9.03	22.81	15.92
30/6/2006	9.93	25.19	17.56
1/7/2006	10.42	24.49	17.455
2/7/2006	13.31	19.93	16.62
3/7/2006	11.48	24.02	17.75
4/7/2006	9.32	24.43	16.875
5/7/2006	8.66	24.79	16.725
6/7/2006	8.75	26.48	17.615
7/7/2006	9.41	27.16	18.285
8/7/2006	10.76	28.94	19.85
9/7/2006	11.1	29.56	20.33

Continuação ...

ANEXO F: Valores Diários da Temperatura (Mínima, Máxima e Média) Durante o Período de 17/04 a 07/08/2006 Determinados na Estação Meteorológica da UNICAMP.001 (FEAGRI) (OTAVIAN, 2007) Conclusão

Data	T _{min}	T _{max}	T _{med}
10/7/2006	14.06	19.19	16.625
11/7/2006	14.74	28.15	21.445
12/7/2006	13.68	28.2	20.94
13/7/2006	11.43	26.85	19.14
14/7/2006	11.19	26.59	18.89
15/7/2006	11.35	25.47	18.41
16/7/2006	12.22	25.28	18.75
17/7/2006	12.34	25.59	18.965
18/7/2006	10.42	26.05	18.235
19/7/2006	9.8	26.08	17.94
20/7/2006	8.84	26.39	17.615
21/7/2006	9.2	28.39	18.795
22/7/2006	9.37	29.18	19.275
23/7/2006	10.17	29.72	19.945
24/7/2006	10.59	23.06	16.825
25/7/2006	12.6	29.6	21.1
26/7/2006	11.6	30	20.8
27/7/2006	10.4	31.2	20.8
28/7/2006	14.4	30.49	22.445
29/7/2006	17	22.4	19.7
30/7/2006	13.7	15.14	14.42
31/7/2006	11.94	14.66	13.3
1/8/2006	12.71	21.58	17.145
2/8/2006	12.58	20.9	16.74
3/8/2006	13.94	23.86	18.9
4/8/2006	12.39	25.77	19.08
5/8/2006	13.02	28	20.51
6/8/2006	12.71	29.03	20.87
7/8/2006	12.87	29.63	21.25

ANEXO G: Valores Médios da Temperatura Durante os Períodos de (01/06/1988 a 21/05/2006) e (17/04 a 07/08/2006) Determinados na Estação Meteorológica da UNICAMP.001 (OTAVIAN, 2007)

Período	Valor Médio
17/04 a 07/08/2006	18,88
01/06/1988 a 21/05/2006	22,34