

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL**

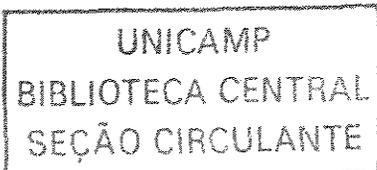
fcc

**TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL PELO
SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM BATELADA COM
ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO EM PÓ**

Luiz Carlos da Silva Pôrto

Campinas

2002



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL PELO
SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM BATELADA COM
ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO EM PÓ

Luiz Carlos da Silva Pôrto

Orientador: Prof. Dr. Ricardo de Lima Isaac

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

Campinas
2002

Atesto que esta é a versão definitiva da dissertação/tese. 07/02/03
Prof. Dr. Ricardo de Lima Isaac
Matrícula: 19905-2

UNIDADE	BC
Nº CHAMADA	UNICAMP
	P838t
V	EX
TOMBO BC/	63982
PROC.	16-p-00086-05
C	<input type="checkbox"/>
D	<input checked="" type="checkbox"/>
PREÇO	11,00
DATA	01/06/05
Nº CPD	

Pub. id. 357469

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

P838t
P166t

Pôrto, Luiz Carlos da Silva

Tratamento de efluente têxtil pelo sistema de lodos
ativados em batelada com adição de carvão ativado em
pó / Luiz Carlos da Silva Pôrto--Campinas, SP: [s.n.],
2002.

Orientador: Ricardo de Lima Isaac.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

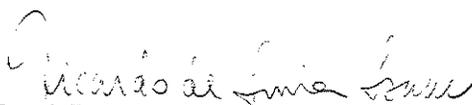
1. Águas residuais - Indústrias. 2. Indústria têxtil. 3.
Águas residuais - Purificação - Processo de lodo
ativado. 4. Carbono ativado. I. Isaac, Ricardo de Lima.
II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Civil. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL PELO
SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM BATELADA
COM ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO EM PÓ

Luiz Carlos da Silva Pôrto

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:

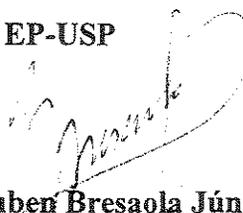

Prof. Dr. Ricardo de Lima Isaac

Presidente e Orientador/FEC-UNICAMP



Prof. Dra. Dione Mari Morita

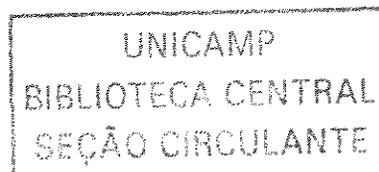
EP-USP



Prof. Dr. Ruben Bresaola Júnior

FEC-UNICAMP

Campinas, 19 de fevereiro de 2002



DEDICATÓRIA

Para minha mãe, Satira.

AGRADECIMENTOS

Sou grato a muitas pessoas que contribuíram sobremaneira para a realização deste trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Ricardo de Lima Issac, pela orientação sábia e pelo companheirismo.

À minha esposa, Laurita, pela compreensão.

Ao Eng. Álvaro Chavez, pelo auxílio inestimável na realização do trabalho experimental.

Ao Sr. Eduardo Silveira, seu Dadi, proprietário da empresa onde foi coletado o efluente para o trabalho experimental.

À Profª. Dra. Dione Mari Morita, da Escola Politécnica da USP, pelo auxílio na obtenção de material técnico e no contato com profissionais da área.

Ao Prof. Dr. Paulo Joazeiro, do Instituto de Biologia da UNICAMP, pelo auxílio na obtenção e interpretação das imagens em microscópio óptico e MEV.

À Bióloga Gisela de Aragão Umbuzeiro, da Cetesb, pelas valiosas informações sobre mutagenicidade de efluentes têxteis.

Ao Prof. Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes, da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, pelo auxílio no planejamento do trabalho experimental.

A Fábio, Edmar, Karen e Sérgio, do Laboratório de Saneamento da FEC/UNICAMP, e à Adriane, do Laboratório de Microscopia Eletrônica, do IB/UNICAMP.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	xii
RESUMO	xiv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
3.1. A Indústria Têxtil	6
3.2. Os Efluentes Têxteis	8
3.3. Lodos Ativados em Batelada	19
3.4. A Combinação do CAP com o Processo de Lodos Ativados	26
3.5. Comentários	36
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
4.1. Fase 1 – Preliminar: Escala de Bancada	42
4.2. Fase 2: Escala de Bancada	44
4.3. Fase 3: Escala de Bancada	47
4.4. Fase 4: Teste em Escala Real	50
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1. Efluente Bruto	53
5.2. Fase 1	58
5.3. Fase 2	61
5.4. Fase 3	82
5.5. Fase 4	100
5.6. Custo	101
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
ABSTRACT	114
ANEXO.....	115

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 3.1 – Número de empresas e de empregados na cadeia têxtil brasileira em 1997	8
Tabela 3.2 - Faixa típica de variação dos despejos de 41 indústrias têxteis	10
Tabela 3.3 – Poluentes orgânicos prioritários presentes nos efluentes de indústrias têxteis	11
Tabela 3.4 - Coeficiente de remoção de substrato para efluentes industriais	13
Tabela 3.5 - Agentes causadores de toxicidade empregados no processo têxtil	17
Tabela 3.6 - Resultados da aplicação do processo PACT no tratamento de efluentes têxteis	33
Tabela 3.7 - Qualidade do efluente têxtil tratado em processo de lodos ativados convencional e em processo PACT	34
Tabela 3.8 - Qualidade do efluente tratado da estação de East Burlington (médias anuais)	34
Tabela 4.1 – Métodos das análises laboratoriais utilizadas no trabalho experimental	40
Tabela 4.2 – Características dos CAP's utilizados na Fase 1	43
Tabela 4.3 - Análises laboratoriais realizadas na Fase 2	47
Tabela 4.4 – Ciclos operacionais utilizados na Fase 3	48
Tabela 4.5 – Análises laboratoriais realizadas na Fase 3	49
Tabela 5.1 – Estatísticas descritivas dos valores de COD, cor e pH no efluente bruto	56
Tabela 5.2 – Caracterização do efluente bruto	57
Tabela 5.3 – Eficiência de redução de cor no ensaio de adsorção	60
Tabela 5.4 – Simulação da perda de carvão em sistema LAB/CAP	63
Tabela 5.5 – Valores de SST no efluente tratado na Fase 2	64

Tabela 5.6 – Concentração de CAP nos reatores na Fase 2, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982)	65
Tabela 5.7 – Idade do lodo nos reatores na Fase 2	66
Tabela 5.8 – Estatísticas descritivas dos valores de eficiência de remoção de COD na Fase 2	68
Tabela 5.9 – Eficiência de redução de cor na Fase 2	72
Tabela 5.10 – Estatísticas descritivas dos valores de cor no efluente tratado dos reatores	73
Tabela 5.11 – Concentração de SST nos reatores biológicos na Fase 2	77
Tabela 5.12 – Concentração de SSV nos reatores biológicos na Fase 2, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982)	78
Tabela 5.13 – Estatísticas descritivas dos valores de temperatura no interior dos reatores na Fase 2	81
Tabela 5.14 – Concentração de SST no efluente tratado na Fase 3	83
Tabela 5.15 – Concentração de CAP no reator R5 na Fase 3, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982)	84
Tabela 5.16 – Idade do lodo nos reatores na Fase 3	85
Tabela 5.17 – Estatísticas descritivas dos valores de eficiência de remoção de COD na Fase 3	87
Tabela 5.18 – Valores de COD no efluente bruto e tratado na Fase 3	87
Tabela 5.19 – Estatísticas descritivas dos valores de cor no efluente tratado na Fase 3	90
Tabela 5.20 – Concentração de SST nos reatores biológicos na Fase 3	91
Tabela 5.21 – Concentração de SSV nos reatores biológicos na Fase 3, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982).....	91
Tabela 5.22 – Valores de nitrogênio amoniacal no efluente tratado na Fase 3	94
Tabela 5.23 – Estatísticas descritivas dos valores de temperatura nos reatores na Fase 3	97
Tabela 5.24 – Comparação entre os valores médios obtidos nos reatores R1 e R5 nas Fases 2 e 3	98

Tabela 5.25 – Resultados das análises de SST e sólidos sedimentáveis no efluente tratado na Fase 4 – Escala real	100
Tabela A.1 – Valores de pH, COD e cor no efluente bruto	115
Tabela A.2 – Valores de COD na Fase 2	116
Tabela A.3 – Valores de pH nos reatores na Fase 2	117
Tabela A.4 – Valores de temperatura nos reatores na Fase 2	118
Tabela A.5 – Valores de cor na Fase 2	119
Tabela A.6 – Valores de cor na Fase 3	120
Tabela A.7 – Valores de pH nos reatores na Fase 3	120
Tabela A.8 – Valores de temperatura nos reatores na Fase 3	121

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 3.1 - Fluxograma geral da cadeia têxtil, com pontos de geração de efluentes	7
Figura 4.1 – Instalação experimental utilizada na Fase 1	43
Figura 4.2 – Esquema da instalação experimental utilizada na Fase 2	45
Figura 4.3 – Instalação experimental utilizada na Fase 2	46
Figura 4.4 – Instalação experimental utilizada na Fase 3	49
Figura 4.5 – Vista geral do sistema de tratamento da indústria	51
Figura 4.6 – Adição de CAP ao tanque de aeração	52
Figura 5.1 - Variação de COD no efluente bruto.....	53
Figura 5.2 – Variação de cor no efluente bruto.....	54
Figura 5.3 – Variação de pH no efluente bruto	54
Figura 5.4 – Valores de cor no efluente líquido, após o ensaio de adsorção (efluente bruto = 268 ADMI)	59
Figura 5.5 – Eficiência de remoção de COD na Fase 2	67
Figura 5.6 – Relação entre a média de eficiência de remoção de COD e a concentração de CAP	69
Figura 5.7 - Cor no efluente tratado dos reatores	73
Figura 5.8 – Relação entre os valores médios de cor no efluente tratado e a concentração de CAP	75
Figura 5.9 – Efluente tratado dos reatores R1 (à esquerda) e R6 no dia 29/8/2001	76
Figura 5.10 – Presença de espuma nos reatores biológicos (da esquerda para a direita reatores R1 a R6)	79
Figura 5.11 – Lodo biológico no reator R1 – sem CAP (70 X).....	85
Figura 5.12 – Lodo biológico no reator R5 – com CAP (100 X)	85
Figura 5.13 – Eficiência de remoção de COD na Fase 3	86

Figura 5.14 – Cor no efluente tratado na Fase 3	89
Figura 5.15 – Concentração de SSV nos reatores na Fase 3	92
Figura 5.16 – Imagem do lodo biológico do reator LAB/CAP em MEV (5.000 X) – em detalhe bactérias fixas no CAP	96
Figura 5.17 – Imagem do lodo biológico do reator LAB/CAP em MEV (10.000 X) – em detalhe bactérias fixas no CAP	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABIT	-	Associação Brasileira da Indústria Têxtil
ADMI	-	Unidade de medida de cor criada pelo American Dye Manufacturers Institute
AOX	-	Compostos orgânicos halogenados adsorvíveis
CAP	-	Carvão ativado em pó
CCAP _i	-	Concentração de CAP no reator no dia <i>i</i> , mg/L
CCAP _{i-1}	-	Concentração de CAP no reator no dia anterior, mg/L
COD	-	Carbono orgânico dissolvido, mg/L
COT	-	Carbono orgânico total, mg/L
CV	-	Coefficiente de variação, %
EPA	-	Environmental Protection Agency – Agência Ambiental Norte-Americana
ISO 14000	-	Série de Normas Internacionais de Gerenciamento Ambiental
K	-	Coefficiente de remoção de substrato, dia ⁻¹
MBAS	-	Substâncias ativas ao azul de metileno
MCAP	-	Massa de CAP no reator, mg
M _{desc}	-	Massa de CAP no lodo descartado diariamente, mg
MEV	-	Microscópio eletrônico de varredura
M _{rep}	-	Massa de CAP repostada diariamente, mg
M _{trat}	-	Massa de CAP retirada do reator com o efluente tratado, no dia anterior, mg
PACT	-	Powdered activated carbon treatment – sistema de lodos ativados de fluxo contínuo com adição de CAP
POR	-	Potencial de óxido-redução, mV
X _i	-	Dosagem de CAP empregada, mg/L

X_p	-	Concentração de CAP em suspensão no tanque de aeração (equilíbrio), mg/L
Y	-	Coefficiente de produção celular
θ_c	-	Tempo de residência celular (idade do lodo), dia
θ	-	Tempo de detenção hidráulico, dia

RESUMO

Pôrto, Luiz Carlos da Silva. Tratamento de efluente têxtil pelo sistema de lodos ativados em batelada com adição de carvão ativado em pó. Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 2002. 135 pág. Dissertação.

O tratamento do efluente de indústrias têxteis é complexo, devido a sua variabilidade e à presença de substâncias tóxicas e lentamente biodegradáveis. Consequentemente, as regulamentações ambientais mais rigorosas e as pressões da sociedade e do mercado trazem um grande desafio às indústrias têxteis, principalmente às pequenas e médias. O objetivo deste trabalho foi avaliar o emprego do sistema de lodos ativados em batelada com adição de carvão ativado em pó (LAB/CAP), tema incipiente no Brasil, para o tratamento do efluente de uma indústria de beneficiamento têxtil, comparando-o com o sistema convencional (LAB). O efluente bruto estudado apresentou concentração média de carbono orgânico dissolvido (COD) de $177,21 \pm 50,24$ mg/L e valor médio de cor de 190 ± 94 unidades ADMI. Na Fase 1 realizaram-se ensaios de adsorção com o efluente industrial, a fim de escolher o melhor carvão ativado em pó (CAP) para o emprego no sistema biológico. Na Fase 2 foram operados seis reatores de quatro litros cada, com ciclos de 24 horas, um funcionando como controle e cinco com concentrações variando de 250 a 2.000 mg CAP/L. Na Fase 3 foram operados dois reatores, com três ciclos diários, um sem CAP e o outro com 1.000 mg CAP/L. Na Fase 4, adicionou-se CAP ao sistema LAB de uma indústria têxtil. Os resultados obtidos demonstraram que, em comparação com o sistema LAB, o sistema LAB/CAP apresentou maior eficiência de remoção de COD (diferença de até 6,56%) e de cor (diferença de até 46,63% no efluente tratado), maior nitrificação do efluente industrial (diferença de 43,14%), maior concentração de biomassa no reator (diferença de até 43,11%) e maior estabilidade frente a variações de carga orgânica afluyente. O custo de operação do sistema estudado, referente apenas à adição de CAP, foi de 0,03 US\$/m³ tratado (valor de julho de 2001). O sistema LAB/CAP é, portanto, uma alternativa para aprimorar o tratamento biológico de efluentes têxteis, inclusive nas pequenas e médias empresas.

Palavras-Chave: efluente têxtil, tratamento biológico, CAP, LAB

1 – INTRODUÇÃO

A indústria têxtil é um dos principais setores industriais do Brasil, caracterizando-se como um dos segmentos que mais emprega mão-de-obra. Segundo o diagnóstico mais criterioso já feito sobre o setor têxtil no País, divulgado em 1999 pela Associação Brasileira da Indústria Têxtil – ABIT, a cadeia têxtil possuía, em 1997, 22.351 empresas, com um total de 1.487.000 trabalhadores (ABIT,1999). No Brasil há dois pólos têxteis principais: a região do Vale do Rio Itajaí, no Estado de Santa Catarina, e a região de Americana, no Estado de São Paulo. A primeira destaca-se pela produção de tecidos de malha e a segunda pela produção de tecidos planos.

A indústria têxtil, quando envolve processos de beneficiamento têxtil, como tingimento, estampagem e acabamento, caracteriza-se por um uso intensivo de água e conseqüentemente por uma elevada geração de efluentes líquidos. Os valores médios de consumo de água variam significativamente em função do tipo de fibra têxtil beneficiada, podendo ficar entre 40 e 290 litros de água para cada quilograma de material processado (EPA, 1996). Quase toda a água utilizada no processo transforma-se em efluente líquido.

Apesar dos processos de beneficiamento têxtil variarem sobremaneira, algumas características são comuns aos despejos deste tipo de indústria. Várias dessas características dificultam o tratamento dos despejos têxteis, principalmente quando empregam-se sistemas biológicos: i) lenta biodegradabilidade; ii) elevada presença de sais dissolvidos; iii) elevada presença de corantes sintéticos; iv) alto teor de detergentes; v) presença de substâncias tóxicas.

No Brasil muitas indústrias de beneficiamento têxtil possuem estações de tratamento de efluentes e lançam os despejos tratados diretamente em corpos de água. O processo biológico é o mais empregado. Na busca do atendimento aos padrões legais de emissão, tem sido mais

utilizado o sistema de lodos ativados, modalidade de aeração prolongada. Esse tipo de tratamento implica em alto investimento inicial e em um elevado gasto de energia para suprir a necessidade de oxigênio.

Na área ambiental, a indústria têxtil nacional precisa estar preparada para enfrentar grandes desafios num futuro próximo. A legislação ambiental brasileira, no que se refere à poluição das águas, exige que os efluentes industriais sejam tratados apenas em nível secundário para lançamento em corpos de água. Os padrões de emissão estabelecidos na Legislação Estadual de São Paulo, que datam da década de 1970, referem-se basicamente à matéria orgânica biodegradável, expressa pela $DBO_{5,20}$ (SÃO PAULO, 1976). Na Legislação Federal, estabelecida na década de 1980, há exigência de nitrificação, com o estabelecimento de padrão de emissão para o parâmetro amônia (BRASIL, 1986). Todavia, este panorama de falta de instrumentos legais mais rigorosos quanto ao lançamento de despejos industriais em corpos de água está mudando.

A Lei Federal nº 9605, conhecida como Lei de Crimes Ambientais, em vigor desde 30/3/98, criminalizou várias infrações ambientais, inclusive a poluição das águas (MACHADO, 2000). Embora não tenha estabelecido novos padrões de emissão, o referido diploma legal colocou a questão da poluição das águas na esfera penal, o que seguramente modificou a visão das indústrias sobre o assunto. Além disso, no Estado de São Paulo já há iniciativa para alterar os padrões de emissão estabelecidos no Regulamento da Lei Estadual nº 997/76, com a inclusão de exigências para parâmetros como cor, demanda química de oxigênio (DQO) e surfactantes.

Em todo o mundo, os órgãos governamentais de controle ambiental vêm dando maior atenção à avaliação do potencial dos efluentes industriais causarem efeitos tóxicos aos organismos aquáticos e, indiretamente, ao homem. Desde 1992, a Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – efetua bimestralmente ensaios de toxicidade de águas superficiais do Estado. A Resolução SMA nº 3, de 22/2/2000, da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, incluiu parâmetros de toxicidade nos padrões de emissão existentes (SÃO PAULO, 2000).

A legislação ambiental não está evoluindo somente no aspecto do controle do lançamento de efluentes. Os legisladores também têm procurado criar incentivos econômicos para aquelas empresas mais eficientes no uso de água e no tratamento de efluentes. A Lei Federal nº 9433/97 e, em São Paulo, a Lei Estadual nº 7663/91, estabeleceram a cobrança pelo uso da água e pelo descarte de efluentes em corpos d'água. A cobrança pelo lançamento de efluentes será calculada em função da vazão e da carga poluidora dos despejos (MACHADO, 2000). Indústrias com uso intensivo de água, como as de beneficiamento têxtil, necessitarão aprimorar seus sistemas de tratamento de efluentes, de modo a reduzir o impacto da nova legislação nos seus custos de produção.

No interesse em reduzir a conta a ser paga pelo consumo de água e pelo lançamento de despejos líquidos, algumas indústrias estão estudando, ou até já implantaram, técnicas de prevenção de poluição e complementações em seus sistemas de tratamento, para que possam reutilizar os efluentes tratados. No caso das indústrias têxteis, a reutilização de despejos tratados poderá ocasionar um incremento contínuo na salinidade dos efluentes, o que prejudicará os processos de tratamento, notadamente os biológicos.

Além disso, iniciativas voluntárias procuram valorizar o gerenciamento ambiental nas indústrias. A certificação por Normas Internacionais, como aquelas da série ISO 14000, representam um diferencial de mercado para as empresas, principalmente aquelas que exportam para mercados como a Comunidade Européia e os Estados Unidos. Já é comum que indústrias tenham que implantar ou aprimorar seus Sistemas de Gerenciamento Ambiental (SGA) para atenderem a exigências de clientes (ANDRADE et al., 2000).

Assim, devido ao aprimoramento da legislação ambiental brasileira e à evolução das exigências ambientais do próprio mercado, as indústrias têxteis precisam considerar, desde já, a implantação de tratamentos avançados, em nível terciário, para seus efluentes líquidos. Porém, os processos usuais de tratamento terciário dos despejos têxteis, como a conjugação do processo de lodos ativados com a precipitação química, com a filtração em leitos de carvão ativado granular ou com a oxidação química, são extremamente caros e de operação complexa, inviabilizando sua adoção nas pequenas e médias empresas do setor, que já têm dificuldade de tratar seus efluentes

de acordo com as exigências legais atuais.

Uma alternativa viável para o tratamento secundário dos despejos de indústrias têxteis é o sistema de lodos ativados de fluxo intermitente, também chamado lodos ativados em batelada (LAB). Esse processo é extremamente flexível, adaptando-se às variações quantitativas e qualitativas dos efluentes industriais. É uma opção especialmente vantajosa para as pequenas e médias empresas, pois dispensa a construção de decantador secundário e a instalação de bombas de retorno de lodo, o que reduz o investimento inicial da indústria. Na maioria dos casos também não há necessidade da construção de tanque de equalização dos despejos.

O processo de adição de carvão ativado em pó (CAP) no sistema de lodos ativados foi desenvolvido pela indústria DuPont, nos Estados Unidos, no início da década de 1970. O CAP passou a ser adicionado ao tanque de aeração do sistema de tratamento da indústria. Os resultados obtidos na empresa, cujo efluente possuía grande variação de carga e de vazão, e continha elevada concentração de metais pesados, corantes e substâncias lentamente biodegradáveis, que dificultavam o processo de depuração biológica, foram bastante favoráveis. O sistema de lodos ativados passou a apresentar maior eficiência na oxidação da matéria orgânica, bem como uma grande estabilidade e resistência às cargas de choque.

Desde então, vários estudos, tanto em escalas de bancada e piloto como em escala real, têm avaliado a aplicação de CAP no sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes industriais, notadamente aqueles com características que dificultam o processo de depuração biológica. Os resultados obtidos indicam um aprimoramento do processo de lodos ativados, no que se refere à eficiência de redução da matéria orgânica, da cor e da toxicidade dos despejos. Nas fontes consultadas, há poucos registros do emprego do processo em questão no tratamento de efluentes de indústrias têxteis. Não há registro de que o processo ora proposto tenha sido objeto de trabalho científico no Brasil.

2 – OBJETIVOS

2.1 – OBJETIVO GERAL

Avaliar experimentalmente, em escala de bancada, o emprego do sistema de lodos ativados em batelada com adição de carvão ativado em pó (sistema LAB/CAP) para o tratamento de efluente têxtil, comparando-o com o sistema LAB.

2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o sistema LAB/CAP para o tratamento de efluente têxtil, em termos da eficiência de remoção de carbono orgânico dissolvido e de cor;
- Verificar a possibilidade de, através do emprego de carvão ativado em pó, tratar eficientemente o despejo têxtil em sistema LAB operando com um número maior de ciclos diários (três) do que o usual, reduzindo assim o custo de implantação do tratamento e oferecendo uma alternativa viável para as pequenas e médias indústrias;
- Estimar os custos adicionais para o tratamento do efluente, devido à adição do carvão ativado em pó em um sistema LAB existente.

3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 – A INDÚSTRIA TÊXTIL

A cadeia têxtil é formada pelos setores de fiação, tecelagem, malharia, beneficiamento e confecção.

As fibras processadas na indústria têxtil são classificadas em naturais, artificiais e sintéticas. As fibras naturais são aquelas existentes na natureza, como por exemplo o algodão, o linho, a juta, a lã e o rami. As fibras artificiais são aquelas fabricadas a partir da regeneração de fibras naturais, como por exemplo a viscose e o acetato. As fibras sintéticas são fabricadas a partir de derivados do petróleo, como a poliamida (nylon), o poliéster, o elastano (lycra) e o polipropileno.

A fiação é a etapa em que as fibras têxteis são transformadas em fios. A tecelagem é a etapa de transformação dos fios em tecidos planos. A malharia é a etapa de transformação dos fios em tecidos de malha. O beneficiamento é a etapa de preparação do tecido para seu uso final, podendo envolver os processos de tingimento, estampagem e acabamento. A confecção é a etapa de fabricação dos artigos têxteis que serão colocados à disposição dos consumidores finais nos pontos de venda.

A estrutura da indústria têxtil varia largamente de uma aplicação industrial para a outra. De qualquer modo, a Figura 3.1 apresenta o fluxograma geral da cadeia produtiva têxtil, identificando os pontos de geração de efluentes líquidos.

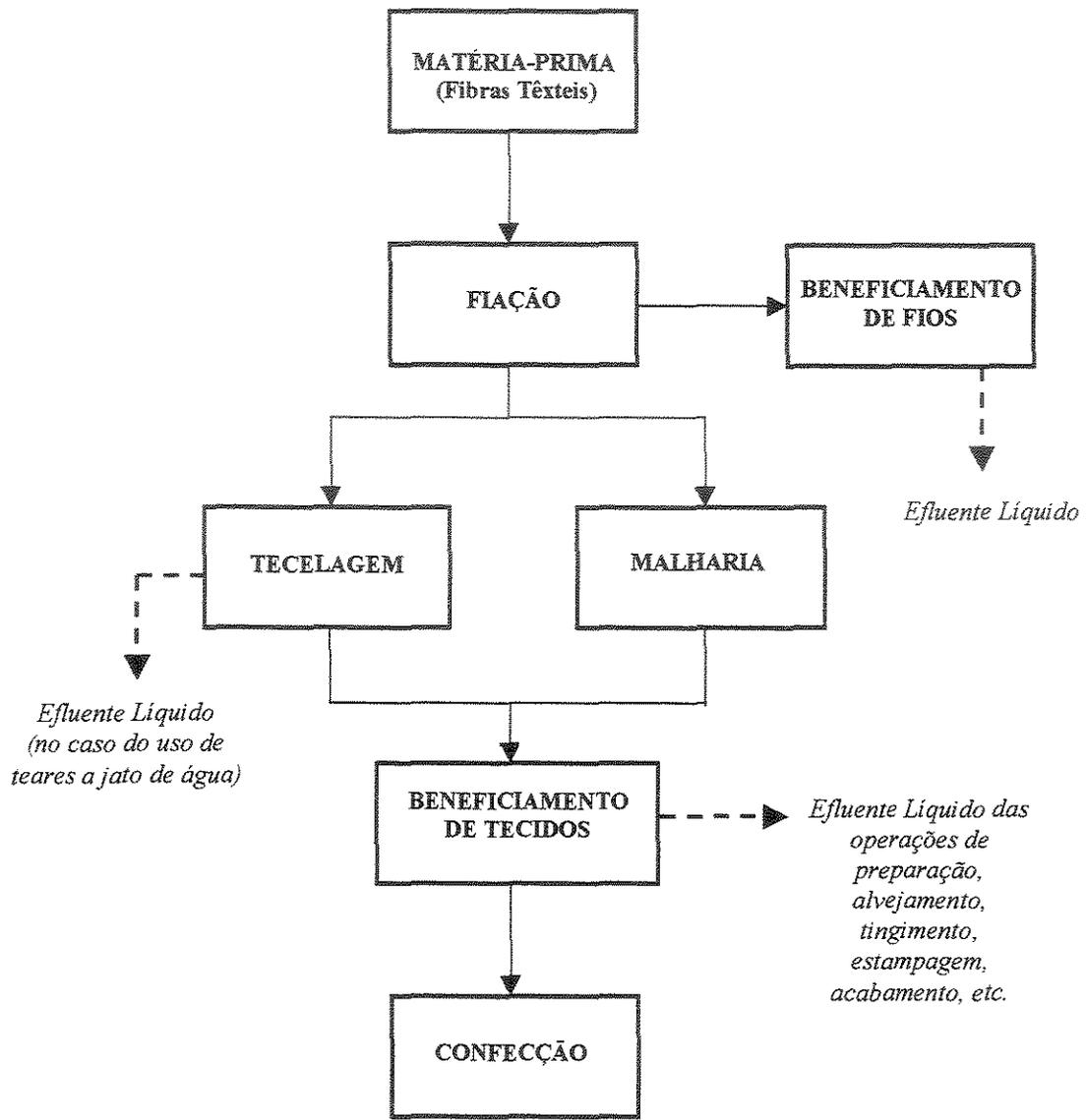


Figura 3.1 - Fluxograma geral da cadeia têxtil, com pontos de geração de efluentes.

Fonte: Adaptado de SCHÖNBERGER (1999).

A importância do setor têxtil na economia brasileira pode ser representada pelo número de empresas e de empregados, conforme a Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Número de empresas e de empregados na cadeia têxtil brasileira em 1997

SETOR	EMPRESAS	EMPREGADOS
Fiação	311	125.000
Tecelagem	700	130.000
Malharia	2.960	102.000
Beneficiamento	380	30.000
Confecção	18.000	1.100.000
TOTAL	22.351	1.487.000

Fonte: ABIT (1999)

Nota: foram usados dados de 1997, por não haver dados mais atuais obtidos de forma criteriosa.

3.2 – OS EFLUENTES TÊXTEIS

3.2.1 – Geração

As indústrias de beneficiamento têxtil geram grande quantidade de efluentes líquidos. EPA (1996) aponta valores de 40 a 290 litros de despejo para cada quilograma de material processado. Os valores variam em função do tipo de material têxtil processado, do tipo de equipamento de tingimento empregado e da seqüência do processamento industrial.

Os efluentes líquidos do processo têxtil são gerados principalmente na etapa de beneficiamento, que compreende as operações de preparação para o tingimento, tingimento propriamente dito, estampagem e acabamento. Como os processos têxteis variam sobremaneira de uma indústria para a outra, em muitos casos a etapa de beneficiamento não possui todas as

operações mencionadas anteriormente. Recentemente, com o uso de teares com inserção de trama através de jato de água, a etapa de tecelagem também pode ser responsável pela geração de despejos líquidos.

No beneficiamento têxtil, a maior parte dos despejos é gerada nas operações de preparação e de tingimento. Na preparação para o tingimento, o substrato têxtil (fio ou tecido) passa por operações de lavagem e, às vezes, de alvejamento, que implicam em grande geração de efluentes líquidos.

Na operação de tingimento usual, por esgotamento, o substrato é mantido em contato com uma solução de corante, chamada de banho de tingimento. Mantidas condições adequadas de pH, temperatura e salinidade, o corante migra para o substrato, após decorrido o tempo necessário para que ocorram as reações químicas envolvidas. Com o encerramento da operação, o substrato é encaminhado para as operações posteriores e o banho de tingimento é descartado.

Os processos de tingimento podem ser contínuos ou descontínuos. Os mais utilizados são os processos descontínuos, realizados em equipamentos como barcas, *jiggers*, turbos e *overflows*. Esses processos são responsáveis por grande geração de efluentes líquidos.

3.2.2 – Características

Os efluentes das indústrias de beneficiamento têxtil apresentam características peculiares, que tornam necessária uma abordagem específica na concepção dos sistemas de tratamento. As principais características dos despejos têxteis são: i) grande variabilidade de vazão e características físico-químicas; ii) toxicidade elevada; iii) cor intensa; iv) salinidade elevada; v) elevada presença de surfactantes; vi) presença de compostos lentamente biodegradáveis.

Os despejos têxteis contêm substâncias resistentes ao tratamento biológico, que não são removidas pelo processo de lodos ativados e que contribuem para a toxicidade aquática (EPA,

1996).

SCHÖNBERGER (1999) apresenta a variação típica nas características dos efluentes de 41 indústrias de beneficiamento têxtil. Os dados estão na Tabela 3.2.

CHEN (1989) avaliou o efluente de cinco indústrias têxteis no Canadá quanto à presença de poluentes orgânicos prioritários. Os resultados são apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.2 - Faixa típica de variação dos despejos de 41 indústrias têxteis

PARÂMETRO	UNIDADE	FAIXA DE VALORES
pH	-	5 – 13
condutividade	$\mu\text{S/cm}$	300 – 9.500
DQO	mg O ₂ /L	400 – 4.000
DBO _{5,20}	mg O ₂ /L	80 – 1.000
COT	mg C/L	150 – 1.000
relação DQO/DBO _{5,20}	-	2,3 – 7
AOX	mg Cl/L	0,05 – 6
óleos minerais	mg/L	< 0,1 – 30
nitrogênio Kjeldahl	mg N/L	6 – 50
surfactantes aniônicos	mg/L	2 – 24
surfactantes não-iônicos	mg/L	5 – 50
triclorometano	$\mu\text{g/L}$	0,3 – 170
amônia	mg N-NH ₃ /L	< 0,1 – 110
sulfito	mg/L	< 0,5 – 90
cobre total	mg/L	< 0,001 – 1,2
zinco total	mg/L	0,02 – 0,7
cromo total	mg/L	< 0,005 – 2

Fonte: SCHÖNBERGER (1999)

Tabela 3.3 – Poluentes orgânicos prioritários presentes nos efluentes de indústrias têxteis

POLUENTE	FREQUÊNCIA DETECTADA	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA DETECTADA (µg/L)
tolueno	13/17	93
etilbenzeno	13/17	986
1,4-diclorobenzeno	11/17	90,6
clorofórmio	11/17	448
tetracloroetileno	11/17	86
1,1,1-tricloroetano	10/17	5,3
tricloroetileno	7/17	44,8
1,1-dicloroetileno	3/17	29,9
1,4-diclorobenzeno	4/17	71,1
1,2-diclorobenzeno	2/17	95
1,2-dicloroetano	1/17	1,5
fenol	12/18	58,6
pentaclorofenol	3/18	19,3
2-nitrofenol	3/18	15
2,4-diclorofenol	3/18	15
p-cloro-m-cresol	2/18	68,9
2,4-dimetilfenol	2/18	15
ftalato de bis-2-etil hexila	19/19	71
ftalato de di-n-butila	17/19	318
naftaleno	12/19	19,9
fluoreno	4/19	2,9

Fonte: CHEN (1989)

Variabilidade

Os efluentes têxteis apresentam grande variação de vazão e de características, como pH e carga orgânica, ao longo do tempo, devido às peculiaridades do processamento industrial.

Principalmente quando as operações de preparação e de tingimento são realizadas em equipamentos descontínuos, o descarte dos banhos implica em lançamentos pontuais de despejos. Essa variação na composição dos despejos líquidos é intensificada em empresas de beneficiamento têxtil que prestam serviços a terceiros, pois nelas o tipo do substrato têxtil processado é variável, sendo necessária, conseqüentemente, a alteração dos processos produtivos.

Tamanha é a variabilidade dos despejos de uma indústria têxtil que BABUNA et al. (1998) ressaltam a dificuldade em definir um efluente têxtil típico, mesmo dentro de uma subcategoria definida. McCURDY et al. (1992) afirmam que as características do efluente têxtil podem ser altamente variáveis dentro da mesma fábrica, dia-a-dia e até hora-a-hora.

Essa característica torna necessário o emprego de etapa de equalização no tratamento dos efluentes de indústrias têxteis, ou a utilização de um processo de tratamento resistente a choques de carga orgânica e de compostos tóxicos.

Biodegradabilidade

Os efluentes têxteis apresentam baixa biodegradabilidade. ECKENFELDER Jr. & MUSTERMAN (1994), com base nos valores do coeficiente de remoção de substrato determinado para vários efluentes, classificaram os despejos têxteis como pouco degradáveis. Isso é representado na Tabela 3.4.

Embora seu valor deva ser visto com ressalva, a relação $DQO/DBO_{5,20}$ pode indicar a presença de grande porcentagem de matéria orgânica lentamente biodegradável nos despejos têxteis. Quanto maior a relação menos biodegradável é o despejo. Para a maioria dos esgotos sanitários (brutos) a relação $DQO/DBO_{5,20}$ varia de 1,25 a 2,5 (METCALF & EDDY, Inc., 1991). SCHÖNBERGER (1999) encontrou variação de 2,3 a 7 para os despejos de 41 indústrias têxteis. Na experiência do autor do presente trabalho na análise dos efluentes de duas indústrias de beneficiamento têxtil situadas no Estado de São Paulo foram obtidos valores de 2,2 a 10,3; no

período de abril de 1998 a fevereiro de 2001 (46 amostras).

Tabela 3.4 - Coeficiente de remoção de substrato para efluentes industriais

CARACTERÍSTICAS	COEFICIENTE DE REMOÇÃO - $K_{20^{\circ}\text{C}}$ (dia^{-1})
Altamente degradável (indústria alimentícia, cervejaria)	16 – 30
Moderadamente degradável (indústria petrolífera, celulose e papel, esgoto sanitário)	8 – 15
Pouco degradável (indústria química, têxtil)	2 – 6

Fonte: ECKENFELDER Jr. & MUSTERMAN (1994),

BABUNA et al. (1998) estudaram o fracionamento da DQO dos despejos de quatro indústrias de beneficiamento têxtil. Os resultados indicaram que as maiores porções eram de DQO lentamente biodegradável (58 a 82 %) e DQO inerte (4 a 27 %). A porção de DQO facilmente biodegradável variou de 7 a 23 % nos efluentes têxteis estudados.

ROZZI et al. (1999) avaliaram a biodegradação de dois efluentes têxteis e determinaram, através de ensaios de respirometria, porcentagens de biodegradabilidade de 48 e 78 %.

Salinidade

Muitos tipos de sais são usados como matérias-primas no processamento têxtil. Alguns sais são formados como sub-produtos em reações no processo, como na neutralização. Os

próprios corantes usados na operação de tingimento podem conter de 20 a 70% de sal em sua composição, caso dos corantes diretos e reativos. Os sais mais comumente empregados na indústria têxtil são: cloreto de sódio, sulfato de sódio e cloreto de magnésio (EPA, 1996).

Os sais possuem função importante no processo de tingimento. Em geral, sua função é auxiliar a exaustão dos corantes iônicos, ou seja, a passagem dos corantes do banho para as fibras. Isso é particularmente verdadeiro no tingimento de algodão com corantes diretos e reativos (EPA, 1996). As concentrações utilizadas são bastante elevadas. Por exemplo, em um processo típico de tingimento de algodão, são utilizadas quantidades de sal que variam de 20 a 80% da massa de fibra processada. Nesse caso, a concentração de sais nos efluentes líquidos está entre 2.000 e 3.000 mg/L (EPA, 1996).

EPA (1996) afirma que vários autores consideram a presença de elevada concentração de sais nos despejos de indústrias têxteis como um significativo problema futuro.

Cor

Os despejos têxteis apresentam cor elevada. Em geral o aspecto dos despejos é de uma tonalidade marrom-avermelhada intensa (EPA, 1996).

MEYER et al. (1992) ressaltam que a descarga de efluentes altamente coloridos não é somente esteticamente inaceitável, mas também impede a penetração de luz, vindo a inibir ou prejudicar processos biológicos em um corpo de água.

ECKENFELDER Jr. & GRAU (1992) reportaram que a cor presente nos efluentes têxteis deve-se, na maior parte, a compostos lentamente biodegradáveis, que são, todavia, adsorvíveis em carvão ativado.

No processamento têxtil as principais fontes de cor são os corantes utilizados na operação de tingimento e os pigmentos utilizados na operação de estampagem. Tais produtos são

utilizados em pequenas concentrações, porém possuem grande capacidade de colorir os despejos líquidos (EPA, 1996).

Os corantes e pigmentos estão presentes nos efluentes líquidos devido principalmente ao descarte do banho de tingimento. Este banho contém corantes que não migraram para o substrato têxtil. Outras fontes são as operações de lavagem do substrato, derramamentos, lavagem de máquinas, etc. (EPA, 1996).

EPA (1996) menciona a dificuldade de medir a cor dos efluentes têxteis, devido à eventual presença de sólidos em suspensão e à grande variação de tonalidades, o que impede o uso de padrões, como o método de comparação visual (platina-cobalto), previsto no Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 1995).

Presença de Surfactantes

Surfactantes, ou agentes tensoativos, são grandes moléculas orgânicas, pouco solúveis em água (METCALF & EDDY, Inc., 1991). Os surfactantes são largamente utilizados na indústria têxtil para uma variedade de propósitos. Entre os processos têxteis em que os tensoativos são usados estão desengomagem, lavagem (purga), mercerização, alvejamento, acabamento, tingimento, estampagem (EPA, 1996).

Cerca de 70% do total de surfactantes utilizados na indústria têxtil são despejados nas linhas de efluentes líquidos. A concentração de tensoativos nos efluentes brutos varia de 50 a 200 mg MBAS/L. Os tipos mais empregados na indústria têxtil são os surfactantes aniônicos (59 % do total) e os não-iônicos (33 % do total) (EPA, 1996).

A elevada presença de surfactantes nos despejos têxteis traz vários problemas ambientais. Eles são uma das principais fontes de toxicidade aquática nos despejos têxteis (EPA, 1996) e causam muita espuma nos sistemas de tratamento e nos corpos de água receptores

(METCALF & EDDY, Inc., 1991).

Toxicidade

Vários estudos têm concluído que os efluentes de indústrias de beneficiamento têxtil são tóxicos a organismos aquáticos.

A toxicidade aquática dos efluentes têxteis varia consideravelmente de acordo com o tipo de processamento industrial. Os dados disponíveis mostram que algumas indústrias apresentam despejos altamente tóxicos, ao passo que outras mostram despejos pouco ou não tóxicos (EPA, 1996).

EPA (1996) aponta que os agentes presentes nas águas residuárias de indústrias têxteis que contribuem para a toxicidade a organismos aquáticos são sais, surfactantes, metais, compostos orgânicos tóxicos, biocidas e ânions tóxicos. A Tabela 3.5 relaciona tais agentes.

No Brasil, a toxicidade de efluentes de indústrias de beneficiamento têxtil tem sido objeto de poucos estudos.

GHERARDI-GOLDSTEIN et al.(1983) avaliaram a toxicidade dos efluentes líquidos gerados em 20 indústrias das regiões de Mogi das Cruzes e Suzano, no Estado de São Paulo. A toxicidade dos despejos foi avaliada através de ensaios biológicos com *Daphnia similis*. Embora não expressamente descrito na pesquisa, aparentemente foram avaliados os despejos brutos das indústrias. Os despejos de três indústrias têxteis avaliadas ficaram entre os sete efluentes mais tóxicos do levantamento, com concentração do efluente (em volume) que causa imobilidade de 50 % dos organismos, durante 24 horas de exposição ($CE_{50} - 24 h$) variando de 5,3 a 22,8%.

Tabela 3.5 - Agentes causadores de toxicidade empregados no processo têxtil

AGENTE	EXEMPLO	FONTE TÍPICA NO PROCESSO TÊXTIL
sais	NaCl, Na ₂ SO ₄	tingimento
surfactantes	fenóis etoxilados	múltiplas fontes
metais	cobre, zinco	corantes
orgânicos	solventes clorados	limpeza de máquinas, lavagem/purga
biocidas	pentaclorofenol	fibras de lã
ânions tóxicos	sulfeto	tingimento ao enxofre

Fonte: EPA (1996)

ZAGATTO et al. (1988) utilizaram testes com *Daphnia similis* para avaliar a toxicidade aguda de amostras de efluentes brutos e tratados gerados por indústrias localizadas na Bacia do Rio Piracicaba. Dos sete tipos de efluentes analisados, o despejo tratado de uma indústria têxtil foi o mais tóxico, apresentando CE(I)₅₀;24 h de 0,18 %. O trabalho concluiu que essa indústria têxtil deveria aprimorar seu sistema de tratamento de efluentes líquidos, de modo a reduzir a toxicidade dos despejos tratados.

BERTOLETTI (1989) avaliou a toxicidade aguda de 21 efluentes gerados por indústrias de vários ramos (metalúrgico, mecânico, de material elétrico, de material de transportes, de papel e papelão, químico, farmacêutico e têxtil), utilizando testes com *Daphnia similis*. Dos despejos analisados, os efluentes de duas indústrias têxteis estiveram entre os oito mais tóxicos, com valores de CE(I)₅₀, 24 h variando de 7,1 a 9,5 %.

CETESB (1990) apresenta diretrizes para a implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos, apontando a indústria têxtil como um dos sete segmentos industriais que deveriam ser prioritariamente selecionados para o controle da toxicidade de seus efluentes.

Além da toxicidade a organismos aquáticos, os despejos têxteis também podem ser tóxicos ou inibidores da atividade microbiológica em sistemas de tratamento. ROZZI et al. (1999) determinaram, através de ensaios em biosensores, o potencial do efluente de uma indústria têxtil em inibir a ação das bactérias nitrificantes.

Mutagenicidade

Vários estudos tem comprovado o efeito mutagênico (genotoxicidade) dos efluentes têxteis. HOUK (1992) reportou vários estudos que comprovaram, de forma consistente, que os efluentes de indústrias de beneficiamento têxtil são mutagênicos.

FRACASSO et al. (1992) avaliaram o potencial mutagênico do efluente de três indústrias de corantes têxteis situadas na Itália. O efluente bruto de todas as fábricas se mostrou altamente mutagênico. Nas três empresas o efluente tratado por processos primário e secundário (lodos ativados) apresentou maior potencial de mutagenicidade do que o efluente bruto. O tratamento terciário existente em uma indústria, composto por filtração em areia e carvão ativado granular, reduziu o potencial mutagênico do efluente.

Uma das causas da mutagenicidade dos efluentes têxteis tem sido atribuída às aminas aromáticas, formadas pela clivagem dos corantes azóicos, os mais empregados nas indústrias de beneficiamento (CETESB, 2001).

3.2.3 – Processos de Tratamento Utilizados

No Brasil muitas indústrias de beneficiamento têxtil possuem estações de tratamento de efluentes e lançam os despejos tratados diretamente em corpos de água. Entretanto, em alguns municípios, como é o caso de Americana e de Jundiaí, no Estado de São Paulo, a maioria das empresas efetua apenas um pré-tratamento dos efluentes, lançando-os na rede pública coletora de

esgotos para um posterior tratamento conjunto com os esgotos sanitários na estação de tratamento municipal.

Há algum tempo atrás, a seqüência usual de tratamento dos despejos têxteis era um tratamento físico-químico, com as operações de coagulação, floculação e decantação, seguido de um tratamento biológico, pelo processo de lodos ativados. Com o tempo, essa configuração foi abandonada, devido à grande geração de lodo no tratamento físico-químico. O lodo físico-químico, que não passava por degradação biológica, era classificado como resíduo sólido perigoso, o que aumentava sobremaneira os custos de disposição final (CETESB, 1993).

Com a diminuição do emprego do tratamento físico-químico, os efluentes têxteis passaram a ser tratados predominantemente por processo biológico. Assim, o processo de lodos ativados com reator de mistura completa é o mais empregado atualmente. A modalidade de aeração prolongada é a mais utilizada devido à baixa taxa de biodegradação dos despejos têxteis e aos elevados custos com a disposição final do lodo biológico (CETESB, 1993; SCHÖNBERGER, 1999).

No curso Tratamento de Águas Residuárias de Indústrias Têxteis (CETESB, 1993), dos cinco sistemas de tratamento apresentados todos utilizavam o processo de lodos ativados, dois dos quais operando na modalidade de aeração prolongada.

Recentemente, com a preocupação das indústrias em relação à redução da cor e da toxicidade dos efluentes tratados e à nova legislação de cobrança pelo uso da água e pelo lançamento de despejos, estão surgindo iniciativas de aprimoramento dos sistemas de tratamento de efluentes têxteis, através da implantação de processos complementares ao lodos ativados. Os tratamentos complementares mais indicados são oxidação química, adsorção e precipitação química (ECKENFELDER Jr., 1991; SCHÖNBERGER, 1999).

3.3 – LODOS ATIVADOS EM BATELADA

3.3.1 - Características

O processo de lodos ativados de fluxo intermitente caracteriza-se como um processo descontínuo (em batelada), em que os tanques são enchidos e esvaziados em intervalos de tempo que permitam o nível de tratamento desejado. No Brasil o processo tem sido chamado de lodos ativados em batelada (LAB). Trata-se de um processo em regime dinâmico (não estacionário). IRVINE et al. (1997) classificam o sistema LAB como um processo dinâmico controlado e afirmam que essa característica, do ponto de vista microbiológico, representa uma vantagem sobre o sistema contínuo. Essa dinâmica inerente ao processo em batelada maximiza a remoção dos poluentes, por viabilizar uma ampla faixa de reações aeróbias, anóxicas e anaeróbias.

Os processos unitários envolvidos no sistema de lodos ativados convencional (contínuo) e no sistema de fluxo intermitente são idênticos. Aeração, sedimentação/clarificação são realizados em ambos os sistemas. Todavia, existe uma diferença fundamental. No sistema convencional os processos ocorrem simultaneamente em tanques separados, ao passo que no sistema em batelada os processos ocorrem seqüencialmente no mesmo tanque (METCALF & EDDY, Inc., 1991).

Segundo VON SPERLING (1997), as operações, e sua descrição, verificadas em um sistema de lodos ativados de fluxo intermitente são as seguintes:

- Enchimento: entrada do efluente (substrato) no reator;
- Reação: aeração e mistura da massa líquida contida no reator;
- Sedimentação: sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado;
- Esvaziamento: retirada do efluente tratado do reator;
- Repouso: ajuste de ciclos e remoção do lodo biológico excedente.

Na operação de sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo, quando da necessidade de alteração dos tempos de detenção hidráulicos é preciso alterar o tamanho dos tanques, o que não pode ser conseguido facilmente. Já no sistema de fluxo intermitente, se os tempos dedicados ao tratamento não estão produzindo os resultados desejados, eles podem ser facilmente modificados reprogramando-se os controladores das bombas e aeradores. Esta flexibilidade é a maior vantagem dos reatores de fluxo intermitente (GRADY Jr. et al., 1999).

O sistema LAB possui uma geração de lodo biológico menor do que o sistema contínuo. YAMASSAKI (1996) levantou parâmetros cinéticos de reatores de lodos ativados de fluxo contínuo e intermitente, utilizando despejo industrial como substrato. Para o LAB, a autora obteve um coeficiente de produção celular (Y) 2,7 vezes menor do que o obtido no sistema de fluxo contínuo. CARUCCI et al. (1999) obtiveram um valor de Y 11% maior no sistema contínuo.

As taxas de remoção do substrato são maiores no sistema em batelada do que no sistema contínuo. YAMASSAKI (1996) e CARUCCI et al. (1999) compararam parâmetros cinéticos dos dois tipos de reatores e concluíram que o sistema LAB apresenta maior taxa de remoção.

Com a necessidade da redução de nutrientes nos despejos tratados, o sistema de lodos ativados de fluxo intermitente vem ganhando destaque, face à sua propriedade de permitir, de forma relativamente simples, mudanças operacionais que levam à remoção de nitrogênio e de fósforo (VON SPERLING, 1997).

Uma tendência moderna é a introdução de material suporte no reator do sistema LAB, unindo, deste modo, processos com biomassa em suspensão e processos com biomassa aderida (biofilmes). Tal tecnologia vem sendo chamada na língua inglesa de Sequencing Batch Biofilm Reactor (SBBR). A adição de carvão ativado granular no reator biológico tem permitido o tratamento eficiente de poluentes críticos, como compostos orgânicos voláteis e substâncias orgânicas inibidoras, devido a conjugação dos processos de adsorção e de biodegradação (IRVINE et al., 1997).

Da literatura técnica consultada, pode-se relacionar as seguintes vantagens do sistema

LAB sobre o sistema contínuo (ARORA et al., 1985; YAMASSAKI, 1996; WEF & ASCE, 1992; CARUCCI et al., 1999):

- O próprio reator serve como tanque de equalização durante a operação de enchimento, o que faz com o sistema seja menos susceptível a choques de carga hidráulica e orgânica, e de compostos tóxicos;
- Custo de implantação inferior, pois o sistema opera sem decantador secundário nem bombas de recirculação de lodo;
- O sistema LAB, devido a ocorrência de gradientes de concentração cíclicos no reator, permite a seleção e o enriquecimento de uma biomassa mais resistente a substâncias refratárias ou inibidoras, o que o torna mais apropriado para o tratamento de alguns despejos industriais;
- Maiores taxas de remoção do substrato. O conteúdo de ácido ribonucléico nos microrganismos do sistema LAB é quatro a cinco vezes maior do que nos microrganismos do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo ;
- Melhor seleção de microrganismos formadores de flocos biológicos, implicando numa melhor sedimentabilidade do lodo.
- Como em geral a descarga do efluente tratado é descontínua, os despejos podem ser armazenados e submetidos a tratamento complementar até que sejam atingidos os padrões de emissão;
- Em períodos de baixa vazão afluente, como no início de operação de ETE's ou em regiões de ocupação sazonal, os sensores de nível podem ser reposicionados, de modo que utilize-se uma menor parcela do volume dos tanques e reduza-se, conseqüentemente, o consumo de energia;
- A operação de sedimentação ocorre em ambiente ideal, sem turbulência;
- Não há ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos na operação de sedimentação;
- No caso de picos de vazão, não há arraste de lodo biológico para o efluente tratado;
- Maior transferência de oxigênio, devido ao grande gradiente de oxigênio obtido quando emprega-se o enchimento anóxico;
- Grande versatilidade e flexibilidade de operação. Várias estratégias operacionais podem ser implementadas variando-se os tempos e a aeração nas operações de enchimento e reação;

- O intumescimento filamentoso do lodo pode ser facilmente controlado variando-se as condições operacionais.

As seguintes desvantagens podem ser atribuídas ao sistema LAB (HELMREICH et al., 2000):

- Descarga intermitente do efluente tratado, o que pode exigir a instalação de tanques de equalização para atender exigências legais;
- As propriedades do processo em batelada e os critérios de projeto do sistema LAB não estão amplamente difundidos.

3.3.2 – Aplicação em Efluentes Têxteis

A seguir são apresentadas algumas experiências da utilização do sistema LAB no tratamento de efluentes de indústrias têxteis.

CARNEIRO et al. (1999) estudaram a aplicação do processo de lodos ativados em batelada no tratamento de efluentes líquidos de indústrias de beneficiamento de malhas, em escala de bancada e em escala piloto. O principal objetivo do trabalho foi avaliar o sistema LAB para pequenas e médias indústrias de malhas, principais representantes do segmento de malharia no Estado de Minas Gerais.

Na primeira fase do trabalho (bancada) foram utilizados béqueres de 4.000 mL como reatores biológicos. Os reatores foram operados por 6 meses, tendo como substrato o efluente de uma indústria têxtil. A idade do lodo foi mantida em 20 dias. O tempo de ciclo foi de 24 horas numa primeira etapa e de oito horas numa segunda. Também foram estudadas a adição de glicose no intuito de estimular a atividade biológica e a adição de coagulante (sulfato ferroso) para remoção de cor. Na fase de escala piloto foram utilizados dois reatores, operando com ciclos de 8 horas.

Os resultados da operação dos reatores em escala de bancada levaram os autores às

seguintes conclusões: i) a DQO dos efluentes brutos apresentou grande variação (CV de 36,9%), em função do tipo de produto processado na indústria. ii) o sistema apresentou boa eficiência (79%) na redução da DQO, com valor médio no efluente tratado de 154 mg O₂ /L (DQO filtrada). iii) a adição de glicose e de sulfato ferroso não apresentou aumento significativo na remoção de DQO. iv) o reator em que foi adicionado sulfato ferroso apresentou, visualmente, melhor remoção de cor, embora pouco expressiva.

Na operação do reator piloto, as seguintes conclusões foram apresentadas: i) mesmo operando com ciclos de 8 horas, o sistema apresentou eficiência de remoção de DQO filtrada de até 78% e de DBO_{5,20} filtrada de até 95%. ii) o tratamento apresentou baixos valores de DBO_{5,20} no efluente tratado (36 mg O₂/L de DBO_{5,20} bruta e 13 mg O₂/L de DBO_{5,20} filtrada).

Como conclusões do trabalho de CARNEIRO et al. (1999) pode-se citar: i) o processo de lodos ativados em batelada pode ser aplicado com eficiência para o tratamento dos despejos têxteis, no que se refere à remoção da parcela biodegradável da matéria orgânica. ii) o emprego de ciclos de 8 horas, que permite reduzir o tamanho do tanque de aeração e conseqüentemente o investimento inicial no tratamento, mostrou-se eficaz no atendimento à legislação ambiental vigente. iii) o processo descontínuo é apropriado para lidar com a grande variabilidade das características dos despejos de indústrias têxteis.

BRESAOLA Jr. & CANTELLI (2000) utilizaram o sistema de lodos ativados em batelada, em escala piloto, para o tratamento de efluentes de uma indústria de beneficiamento têxtil. O despejo bruto apresentou DBO_{5,20} de 1.255 mg O₂/L, DQO de 2.170 mg O₂/L e cor aparente de 3.127 uH. Note-se que o parâmetro cor foi medido pelo método tradicional (platina-cobalto).

Foi utilizado reator de 500 litros, operando com ciclos de 12 horas, assim divididos: i) enchimento: 6 horas (com mistura e aeração); ii) reação: 0,5 hora (com mistura e aeração); iii) sedimentação: 1,5 hora; iv) esvaziamento: 4 horas. O sistema foi operado com fração de lodo de 30 e 40%. O descarte dos sólidos biológicos originou tempos de residência celular de 22,8 e de 19,2 dias.

Os efluentes tratados no sistema LAB passaram por tratamento físico-químico (coagulação-floculação com sulfato de alumínio e polímero aniônico) em aparelho de jarros e filtração em filtro Whatman 40. Os resultados do tratamento completo apontaram redução média da DBO_{5,20} de 97,61%, da DQO de 92,63% e da cor de 98,88%. Segundo os autores, o nível de tratamento alcançado permitiria o reuso do efluente no processo de tingimento.

LOURENÇO et al. (2000) estudaram, em escala de bancada, a aplicação do sistema de lodos ativados em batelada no tratamento de um efluente sintético, composto por uma solução de goma natural e por um corante reativo largamente empregado na indústria têxtil.

Dois reatores de um litro operaram em ciclos de 24 horas, com as seguintes fases: i) enchimento: 50 minutos; ii) reação: 21 horas (13 horas com mistura, mas sem aeração; e 8 horas com mistura e aeração); iii) sedimentação: 1 hora; iv) esvaziamento: 55 minutos; v) repouso: 15 minutos. Um reator serviu de controle, sendo alimentado apenas com a solução de goma. O outro reator foi alimentado com o efluente completo (goma e corante). Os reatores foram operados com idades do lodo de 10 e 15 dias.

Os autores avaliaram a remoção de cor e o potencial de óxido-redução (POR). A cor foi medida em espectrofotômetro UV/visível. Para uma idade do lodo de 15 dias, obteve-se uma redução de 90% na cor, em comparação com a cor do efluente tratado do reator controle. Para uma idade do lodo de 10 dias, a eficiência de remoção de cor foi muito inferior. Os autores não mencionaram o valor da cor inicial do substrato tratado. Nas condições que propiciaram uma maior remoção do corante, o POR foi inferior a -350 mV.

Análises cromatográficas do efluente tratado demonstraram que o corante foi transformado e vários metabólitos foram formados sob as condições anaeróbias da fase não-aerada. As análises apontaram o surgimento de aminas aromáticas, as quais não foram completamente degradadas na fase aeróbia subsequente.

A adição de nitrato (45 e 60 mg/L) ao substrato do reator ocasionou uma queda na eficiência de remoção de cor.

LOURENÇO et al. (2000) concluíram que o sistema de lodos ativados em batelada foi eficiente na degradação do corante reativo azóico (composto orgânico nitrogenado), desde que mantidas condições anaeróbias para reduzir o corante a suas aminas aromáticas correspondentes. Condições aeróbias subseqüentes precisam ser mantidas para a mineralização das aminas.

3.4 – A COMBINAÇÃO DO CAP COM O PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

3.4.1 – Características

A adição de CAP no tanque de aeração do sistema de lodos ativados forma uma associação entre o lodo biológico e o carvão. O CAP passa a fazer parte do floco biológico, servindo como suporte para a fixação e desenvolvimento da biomassa. Assim, um biofilme desenvolve-se nas partículas de CAP. O carvão e a biomassa, que formam um lodo escuro e bem floculado, são removidos na operação de sedimentação. Com o retorno do lodo, o CAP volta para o reator biológico. Com o descarte do excesso de lodo, uma parcela do CAP sai do sistema (FLYNN, 1975; SUBLETTE et al., 1982; ECKENFELDER Jr., 1989).

Trata-se de um processo que conjuga a biomassa em suspensão com a biomassa aderida. Os processos de adsorção e de biodegradação ocorrem simultaneamente no reator biológico (METCALF & EDDY, Inc., 1991).

O CAP pode ser aplicado na forma de pó ou de suspensão, diretamente no tanque de aeração ou misturado com o afluente ao reator biológico. A adição pode ser contínua ou em batelada (FLYNN, 1975). O carvão descartado com o lodo biológico pode ser regenerado e retornar ao sistema (FLYNN, 1975; ECKENFELDER Jr., 1989). O custo inicial da adição de CAP a um sistema de lodos ativados convencional é muito baixo.

No estado estacionário, em um sistema contínuo, a dosagem de CAP aplicada e a concentração de CAP no reator biológico são relacionadas com a idade do lodo, conforme a

Equação 3.1 (ECKENFELDER Jr., 1989):

$$X_p = (X_i \cdot \theta_c) / \theta \quad (3.1)$$

Onde:

X_p = concentração de CAP em suspensão no tanque de aeração (equilíbrio), mg/L;

X_i = dosagem de CAP empregada, mg/L;

θ_c = tempo de residência celular (idade do lodo), dia;

θ = tempo de detenção hidráulico, dia.

O CAP, devido a sua densidade, facilita a sedimentação do lodo biológico (ADAMS, 1973; ECKENFELDER Jr., 1989, 1992). Apesar da adição de mais massa no reator biológico, a aplicação de CAP não traz aumento na geração de lodo biológico, visto que a presença das partículas de CAP melhora a desidratabilidade do lodo e permite a operação com uma idade do lodo maior (ADAMS, 1973; SUBLETTE et al., 1982; WEF & ASCE, 1992).

A adição de CAP tem aprimorado a eficiência do sistema de lodos ativados, principalmente no tratamento de efluentes industriais que contém compostos pouco biodegradáveis ou biorefratários.

Da literatura técnica consultada, pode-se relacionar as seguintes vantagens da adição de CAP ao sistema de lodos ativados (ADAMS, 1973; FLYNN, 1975; SUBLETTE et al., 1982; ECKENFELDER Jr., 1989, 1992; METCALF & EDDY, Inc., 1991; WEF & ASCE, 1992):

- Aumento da remoção de $DBO_{5,20}$ e de DQO, mesmo na ocorrência de sobrecargas hidráulicas e orgânicas;
- Maior estabilidade do tratamento biológico e da qualidade do efluente tratado, especialmente quando da ocorrência de sobrecargas hidráulica e orgânica;
- Adsorção de corantes e de outros compostos, que não são biodegradáveis ou são tóxicos ao tratamento biológico;
- Redução da cor e da toxicidade do efluente tratado;

- Redução da emissão de compostos orgânicos voláteis (COV) no tanque de aeração;
- Melhoria na sedimentabilidade do lodo biológico, com conseqüente redução de sólidos no efluente tratado;
- Melhoria na desidratabilidade e na compactação do lodo biológico;
- Adsorção de detergentes, reduzindo a presença de espuma no tanque de aeração;
- Prevenção do intumescimento filamentososo do lodo;
- Aumento da capacidade da estação de tratamento com um custo inicial bastante reduzido;

As seguintes desvantagens são atribuídas ao processo (ECKENFELDER Jr., 1992; WEF & ASCE, 1992):

- O lodo biológico contendo CAP passa a ser abrasivo, o que pode danificar equipamentos da estação de tratamento;
- A alta densidade do lodo com carvão exige aumento no torque dos raspadores de lodo;
- Aumento do custo do tratamento devido à compra de carvão virgem ou à regeneração do carvão usado;
- Necessidade, em alguns casos, do emprego de processos complementares de tratamento, como coagulação/floculação ou filtração, para remover o excesso de CAP presente no efluente do decantador secundário.

3.4.2 – Histórico

O processo de adição de carvão ativado em pó (CAP) diretamente no tanque de aeração de um sistema de lodos ativados foi desenvolvido pela empresa norte-americana DuPont no início da década de 1970 (FLYNN, 1975). Esse processo, denominado PACT – Powdered Activated Carbon Treatment, foi patenteado pela referida empresa em 1971, tendo como inventores seus funcionários David Glenn Hutton e Francis Leonard Robertaccio (E. I Du PONT, 1971).

A DuPont iniciou o emprego do processo PACT no tratamento dos efluentes industriais de sua unidade fabril Chambers Works, situada em Deepwater, New Jersey, Estados Unidos. Essa

planta produzia à época produtos químicos altamente diversificados, como derivados do petróleo, corantes, elastômeros e fluorcarbonos. Os despejos industriais eram muito ácidos, coloridos, altamente variáveis, e continham metais pesados e compostos orgânicos lentamente biodegradáveis. O tratamento biológico existente (lodos ativados) mostrava-se instável e incapaz de atender aos padrões de emissão estabelecidos para a indústria (FLYNN, 1975; SUBLETTE et al., 1982).

O processo PACT aplicado na Chambers Works apresentou os seguintes benefícios ao sistema de lodos ativados (SUBLETTE et al., 1982): i) melhoria na remoção de $DBO_{5,20}$; ii) melhoria na remoção de DQO e de compostos orgânicos refratários; iii) aumento da estabilidade da estação de tratamento a choques provocados por carga orgânica e substâncias tóxicas; iv) melhoria da sedimentabilidade e da desidratabilidade do lodo biológico; v) redução da toxicidade do efluente; vi) menor tendência a formar espumas no tanque de aeração.

A partir de então, o processo PACT vem sendo empregado no tratamento de efluentes sanitários e industriais, em escala de bancada e piloto, e em escala real.

3.4.3 – Mecanismos de Ação

Várias experiências, com vários tipos de efluentes, têm comprovado que a eficiência do sistema de lodos ativados é aprimorada pela adição de CAP. Todavia, os mecanismos de ação responsáveis por este aprimoramento não são bem conhecidos. O questionamento principal é se os resultados advêm de uma simples combinação entre adsorção e biodegradação, agindo independentemente, ou ocorre um efeito sinérgico, com o CAP estimulando a atividade biológica. Algumas hipóteses têm sido feitas e resultados controversos têm sido obtidos.

No processo PACT o carvão adsorve compostos tóxicos ou inibidores da atividade biológica, reduzindo a concentração destes na fase líquida no interior do reator. Isto diminui a inibição ou a toxicidade do substrato, propiciando uma maior atividade microbiológica e conseqüentemente uma biodegradação adicional. Esta proposição explica porque o processo

PACT é mais resistente a choques de cargas tóxicas (SUBLETTE et al., 1982; ECKENFELDER Jr., 1989).

A biomassa aderida ao CAP degrada alguns compostos de baixo peso molecular, pouco biodegradáveis, que são adsorvidos pelo carvão. Esta biodegradação acontece graças ao grande tempo de exposição dos referidos compostos à ação dos microrganismos no processo PACT. Ao passo que no sistema de lodos ativados convencional o tempo de contato entre a biomassa e o composto é igual ao tempo de detenção hidráulico (tipicamente de 6 a 36 horas), no processo PACT esse tempo é igual à idade do lodo (tipicamente de 10 a 30 dias) (ADAMS, 1973; SUBLETTE et al., 1982; ECKENFELDER Jr., 1989).

A presença de CAP aumenta a superfície de contato líquido-sólido, onde microrganismos, enzimas, compostos orgânicos são adsorvidos e o oxigênio é absorvido, formando um ambiente enriquecido para o metabolismo microbiano (ORSHANSKY & NARKIS, 1997). A biodegradação é estimulada por essa concentração de substrato e nutrientes no CAP (ADAMS, 1973; SUBLETTE et al., 1982).

Alguns pesquisadores (SPECCHIA & GIANETTO, 1984; LEE et al., 1989; DALMACIJA et al., 1996) efetuaram estudo cinético do processo PACT, em reatores de fluxo contínuo, e obtiveram taxas de remoção de matéria orgânica maiores do que o sistema de lodos ativados convencional.

A hipótese mais controversa é aquela que afirma ocorrer uma bioregeneração do CAP no processo PACT. Enzimas microbianas excretadas para o interior dos poros do CAP efetuam a oxidação dos compostos orgânicos adsorvidos e a bioregeneração do carvão. Assim, ocorre um processo contínuo de adsorção e de dessorção, liberando os sítios da superfície do CAP. Deste modo, controlada pela bioregeneração, a capacidade de adsorção do CAP é aumentada (SUBLETTE et al., 1982; ORSHANSKY & NARKIS, 1997).

Na bibliografia consultada, encontram-se resultados positivos e negativos da ocorrência de estimulação da atividade microbiana e de bioregeneração do carvão ativado no processo

PACT.

XIAOJIAN et al. (1991) concluíram não ser possível, na maioria dos casos, a hipótese de que enzimas microbianas oxidam compostos orgânicos adsorvidos no CAP, regenerando-o. Em escala de laboratório, os autores utilizaram fenol como poluente de teste em uma coluna contendo carvão ativado granular, previamente inoculada com lodo biológico. Os resultados indicaram que a capacidade de adsorção do CAP decaiu continuamente com o tempo, não indicando a existência de uma capacidade de equilíbrio obtida através da bioregeneração do carvão. Os autores concluíram que o mecanismo do processo PACT é uma simples combinação de biodegradação e adsorção.

ORSHANSKY & NARKIS (1997) estudaram, em escala de laboratório, a adsorção e a biodegradação de fenol e anilina no processo PACT. Os autores concluíram que, no caso do fenol, a adição de CAP causou uma intensificação da biodegradação e da respiração microbiana, comprovando um efeito sinérgico do processo PACT. Já no caso da anilina, não foi constatado efeito sinérgico, indicando que o mecanismo de ação foi apenas a combinação de adsorção e biodegradação.

Recentemente, OKADA et al. (2000) estudaram os efeitos do CAP na atividade bacteriana, através de culturas de *E. coli* em meio sintético contendo glicose como fonte de carbono. Os autores concluíram que o CAP estimulou o crescimento bacteriano. Tal estimulação deveu-se ao contato entre o CAP e as bactérias, pois o contato das bactérias com outro meio suporte não produziu efeito no crescimento.

3.4.4 – Aplicação em Efluentes Têxteis

ADAMS (1973) reportou um teste realizado em uma estação de tratamento municipal com vazão média diária entre 2.800 e 6.800 m³/dia, operando com o processo de lodos ativados convencional. Cerca de 70 % do afluente da estação era despejo de uma indústria de beneficiamento têxtil. O CAP foi aplicado a uma dosagem de 20 a 25 mg/L da vazão afluente, de

modo que foi atingida uma concentração de equilíbrio no tanque de aeração de 900 mg/L. A referida estação de tratamento experimentava grandes variações na eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$.

O autor destaca que durante os cinco meses de aplicação do CAP a eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ subiu de cerca de 70% para 90%. Foi registrada sensível diminuição na variação da eficiência do sistema. Com a suspensão da aplicação do CAP, a eficiência caiu significativamente.

SPECCHIA & GIANETTO (1984) utilizaram o processo PACT no tratamento do efluente de uma indústria de beneficiamento de tecidos naturais e sintéticos. Em escala de laboratório, foram realizados ensaios de respirometria do lodo biológico sem CAP e com concentrações de 0,2 e 1,0 g/L de CAP. Os resultados indicaram um aumento da taxa de consumo de oxigênio com o aumento da concentração de CAP. Esse aumento foi de 20% para a concentração de 0,2 g/L e de 75% para a concentração de 1,0 g/L.

Posteriormente, os pesquisadores passaram a adicionar o carvão ativado no tanque de aeração da estação de tratamento da referida indústria: um sistema de lodos ativados, de fluxo contínuo, que tratava cerca de 100 m³ de efluente por dia, com uma carga orgânica de 50 kg $DBO_{5,20}$ /dia. A idade do lodo esteve em torno de 30 dias. O CAP foi adicionado diretamente no tanque de aeração até alcançar uma concentração de equilíbrio de 800 mg/L.

Foram determinados parâmetros cinéticos do tratamento biológico. O CAP adicionado ao tanque de aeração aumentou a taxa de degradação do substrato (K) em sete vezes e reduziu o fator de geração de lodo (Y) em 28 %. As análises laboratoriais indicaram que com o uso do CAP a eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ aumentou de 78% para 98,5% e a eficiência de remoção de DQO aumentou de 55,8% para 75,6%. A adição do carvão ativado resultou numa nitrificação quase completa e numa maior desnitrificação dos despejos. Foram observados, ainda, uma maior remoção de surfactantes e de fosfatos. A Tabela 3.6 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 3.6 - Resultados da aplicação do processo PACT no tratamento de efluentes têxteis

PARÂMETRO	EFLUENTE TRATADO,		EFLUENTE TRATADO, APÓS ADIÇÃO DE CAP
	EFLUENTE BRUTO	ANTES DA ADIÇÃO DE CAP	
DQO (mg O ₂ /L)	1293	572	316
DBO _{5,20} (mg O ₂ /L)	500	110	8
N-NH ₃ (mg/L)	25	13	não detectável
nitrito (mg N-NH ₂ ⁻ /L)	-	-	não detectável
nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	13	26	3,2
fósforo total (mg P/L)	26	14	2,3
surfactantes (mg MBAS/L)	90	7,3	1,7

Fonte: SPECCHIA & GIANETTO (1984)

SPECCHIA & GIANETTO (1984) concluíram que a adição de CAP no sistema de lodos ativados levou à remoção de substâncias que são difíceis de degradar. O expressivo aumento da nitrificação e a ocorrência de desnitrificação pode ser atribuída à elevada concentração de bactérias nitrificantes e desnitrificantes na superfície do carvão ativado.

ECKENFELDER Jr. (1989) mencionou a aplicação do processo PACT no tratamento de efluentes de indústria de beneficiamento têxtil. O uso do CAP aumentou a eficiência da remoção de DBO_{5,20}, DQO, nitrogênio amoniacal, surfactantes e cor, conforme a Tabela 3.7.

KORNEGAY & SELL (1990) relataram a aplicação do processo PACT na estação de tratamento de East Burlington, nos Estados Unidos. Trata-se de uma estação com capacidade para 45.400 m³/dia, que opera com o processo de lodos ativados, tratando esgotos sanitários com até 60% de efluentes de indústrias têxteis.

Tabela 3.7 - Qualidade do efluente têxtil tratado em processo de lodos ativados convencional e em processo PACT

PARÂMETROS	CONVENCIONAL	PROCESSO PACT
DBO _{5,20} (mg O ₂ /L)	26	5
DQO (mg O ₂ /L)	270	116
N-NH ₃ (mg/L)	15	3,6
surfactantes (mg MBAS/L)	11,4	0,8
cor (APHA)	600	240

Fonte: ECKENFELDER Jr. (1989)

Até 1984, a estação de tratamento não vinha atendendo aos limites legais estabelecidos: DBO_{5,20}: 12 mg O₂/L; SST: 30 mg/L; nitrogênio amoniacal: 4,0 mg N-NH₃/L. A partir da adição de CAP nos tanques de aeração, em 1986, a estação experimentou uma melhoria significativa em sua eficiência, conforme demonstrado na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 - Qualidade do efluente tratado da estação de East Burlington (médias anuais)

PARÂMETRO	1984	1985	1986	1987	1988	1989
DBO _{5,20} (mg O ₂ /L)	23	10	7	6	6	4
SST (mg/L)	86	66	23	14	11	14
N-NH ₃ (mg/L)	7,1	0,7	2,4	2,5	2,6	1,3

Fonte: Adaptado de KORNEGAY & SELL (1990)

KORNEGAY & SELL (1990) também reportaram que o efluente bruto possuía cor significativa e que após a aplicação do CAP o efluente final da estação passou a ser muito mais

límpido, com reflexos na qualidade do corpo receptor.

Na literatura pesquisada, não encontramos trabalhos recentes sobre o uso do processo PACT no tratamento de efluentes de indústrias têxteis.

3.4.5 – Custo

Seguramente, o processo PACT implica no aumento do custo do tratamento em relação ao sistema de lodos ativados convencional. Esse custo deve-se ao valor do CAP virgem adicionado ao reator biológico (ou ao custo com a regeneração do CAP utilizado) e à disposição da maior quantidade de lodo descartado, já que o custo de implantação do processo PACT é baixo.

Segundo ADAMS (1973), não há aumento da quantidade do lodo descartado do processo biológico, visto que o CAP aumenta a sedimentabilidade e a compactação do mesmo. Ele afirma que em nenhum dos testes que realizou em escala real foi necessário aumentar o descarte de lodo. Segundo WEF & ASCE (1992), em alguns casos, haverá um custo adicional com a remoção do CAP que escapou para o efluente tratado.

ADAMS (1973), com base na sua experiência, afirmou que o custo da adição de CAP varia de 0,4 a 1,9 centavos de dólar por m^3 de efluente tratado (valores de 1973), sem regeneração do carvão utilizado.

NARBAITZ et al. (1997) afirmaram que, para o tratamento de efluentes de indústrias de celulose e papel, o custo de adição do CAP elevará o custo total do tratamento para 0,5 a 2,0 dólares por m^3 tratado (valores de 1997). Em grandes instalações, em que a regeneração do CAP torna-se viável, os custos seriam 50% inferiores.

3.5 – COMENTÁRIOS

Da literatura consultada, pode-se fazer os seguintes comentários.

3.5.1 – Peculiaridades dos Efluentes Têxteis

Os efluentes de indústrias de beneficiamento têxtil possuem características peculiares que tornam seu tratamento difícil e caro. Com as mudanças na legislação ambiental, principalmente com a vigência da Resolução SMA n.º 3, de 22/2/2000 (SÃO PAULO, 2000), as indústrias têxteis terão que submeter seus despejos a tratamentos mais avançados. Não parece que esse conhecimento técnico esteja difundido e, principalmente, que esteja acessível às pequenas e médias empresas.

3.5.2 – Aplicabilidade do Sistema LAB

Entende-se que o sistema LAB desponta como um dos mais apropriados para o tratamento biológico de efluentes industriais que possuem compostos tóxicos ou biorefratários. A própria característica do sistema LAB de manter condições dinâmicas no reator biológico propicia a manutenção da biomassa necessária para o tratamento biológico. IRVINE et al. (1997) fizeram ótima avaliação sobre este assunto.

No tratamento dos despejos têxteis através do sistema LAB, uma estratégia operacional moderna, que parece estar produzindo bons resultados, é a manutenção de condições anaeróbias no reator biológico, em alguma etapa do ciclo de tratamento, visando criar um ambiente redutor para remover os corantes presentes no efluente.

Parece que a tendência moderna para tornar o sistema LAB ainda mais eficiente para o

tratamento de despejos tóxicos ou biorefratários é a adição de um meio suporte para a biomassa no reator biológico. Trata-se do sistema LAB com biofilme; justamente o processo de tratamento objeto do presente trabalho.

3.5.3 – Influência da Concentração de Biomassa no Processo PACT

Uma questão que apresenta bastante controvérsia na literatura técnica é a influência da concentração de biomassa presente no tanque de aeração na eficiência do processo PACT. Alguns pesquisadores relatam experiências bem sucedidas, em que os reatores biológicos foram operados com idade do lodo acima de 20 dias e, portanto, com concentrações elevadas de biomassa (FLYNN, 1975; SPECCHIA & GIANETTO, 1984; ECKENFELDER Jr., 1989; NARBAITZ et al., 1997). KORNEGAY & SELL (1990) relataram ótimos resultados em uma estação de tratamento em escala real que operava com concentração de SST de 10.000 mg/L no tanque de aeração.

Todavia, MÁRQUEZ & COSTA (1996) afirmam que a existência de concentrações elevadas de biomassa no tanque de aeração faz com que as partículas de CAP fiquem presas no interior do floco biológico. Então, o carvão ativado perde sua capacidade de adsorção, visto que seus poros ficam saturados. Ao estudarem o processo PACT para o tratamento de efluente sintético contendo um corante têxtil, os autores concluíram que para concentrações de biomassa acima de 3.000 mg/L (SST) a remoção do corante foi praticamente zero.

4 – MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho experimental foi realizado em quatro fases. A Fase 1 (preliminar) teve como objetivo definir, através da avaliação da remoção de cor dos despejos, o tipo de carvão ativado e a faixa de concentração do produto a ser utilizada na segunda fase. A Fase 2 consistiu na operação de seis reatores biológicos de fluxo intermitente em escala de bancada, em ciclos de 24 horas, um dos quais sem adição de CAP, com os objetivos de avaliar a aplicabilidade do processo de tratamento proposto, comparando-o com o processo usual, e de definir a concentração ótima de CAP. A Fase 3 consistiu na operação de dois reatores em escala de bancada, um operando no sistema LAB/CAP, a fim de avaliar a eficiência do processo proposto para ciclos de curta duração. A Fase 4 consistiu na aplicação do processo de tratamento em escala real, na estação de tratamento de efluentes de uma indústria têxtil, com o objetivo de avaliar o modo de dosagem e a perda de CAP no efluente tratado.

O substrato utilizado na primeira, segunda e terceira fases foi o efluente bruto equalizado de uma indústria de beneficiamento têxtil, situada no município de Nova Odessa, na região de Campinas, SP. A referida indústria desenvolve os processos de tingimento e acabamento de tecidos, basicamente de poliéster. São utilizados principalmente corantes dispersos, embora o processo produtivo apresente grande variação devido ao fato da empresa beneficiar exclusivamente tecidos de terceiros. O despejo industrial foi caracterizado pelos parâmetros carbono orgânico dissolvido (COD), demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), demanda química de oxigênio (DQO), cor, pH, nitrogênio Kjeldahl total, fósforo total, alcalinidade total, condutividade elétrica e série de sólidos.

Optou-se por utilizar um despejo industrial em vez de um sintético por entender que o emprego deste último não possibilitaria uma avaliação eminentemente prática da aplicabilidade do sistema LAB/CAP.

O efluente coletado na indústria era mantido sob refrigeração, à temperatura inferior a 4 °C. O despejo industrial era coletado duas vezes por semana para evitar alterações significativas em suas características devido a um armazenamento prolongado. Quando necessário, o despejo era neutralizado com hidróxido de sódio ou ácido sulfúrico, de modo que o valor do pH ficasse entre 6,50 e $7,50 \pm 0,10$. Ao efluente eram adicionados uréia e ácido fosfórico, para suplementação dos nutrientes fundamentais para o tratamento biológico, nitrogênio e fósforo. Como não houve condições de se avaliar frequentemente a $DBO_{5,20}$ e a concentração de nitrogênio e fósforo no despejo bruto, a suplementação de uréia e de ácido fosfórico foi baseada em um valor de $DBO_{5,20}$ de 400 mg O_2/L , procurando manter-se a relação $DBO_{5,20}:N:P$ em 100:5:1. O valor de 400 mg O_2/L foi escolhido com base na experiência do autor deste trabalho no tratamento de efluentes de indústrias têxteis da região de Americana.

O desempenho dos sistemas LAB e LAB/CAP foi determinado através de análises dos efluentes bruto e tratado. Na Fase 2 o desempenho foi avaliado através dos parâmetros COD, cor e surfactantes. Na Fase 3 o desempenho foi avaliado através dos parâmetros COD e cor. Na Fase 4 avaliou-se no efluente tratado os parâmetros sólidos em suspensão totais e sólidos sedimentáveis.

Na segunda e na terceira fases foram determinados o valor do pH, da temperatura e do oxigênio dissolvido (OD) no interior dos reatores biológicos. O lodo biológico foi analisado quanto aos parâmetros sólidos em suspensão totais e sólidos em suspensão voláteis.

Na Fase 3 o lodo biológico foi examinado através de microscópio óptico Carl Zeiss/Jena, modelo Jenamed 2 e foi examinado e fotografado através de microscópio óptico marca Nikon, modelo Optphot. Na Fase 3 o lodo também foi examinado e fotografado através de microscópio eletrônico de varredura (MEV) marca Jeol, modelo JSM 5800LV, com imagem

obtida por elétrons secundários.

Nas análises laboratoriais realizadas no presente trabalho foram empregados os métodos apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Métodos das análises laboratoriais utilizadas no trabalho experimental

ANÁLISE	MÉTODO
alcalinidade total	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 2320 B
carbono orgânico dissolvido	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 5310 B
condutividade elétrica	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 2510 B
cor	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 2120 E (ADMI)
demanda bioquímica de oxigênio	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 5210 B
demanda química de oxigênio	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 5220 C
fósforo total	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 4500-P C
nitrogênio amoniacal	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 4500-NH ₃ E
nitrogênio Kjeldahl total	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 4500-N _{org} B
série de sólidos	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 2540
sólidos em suspensão voláteis no sistema LAB/CAP	ARBUCKLE & GRIGGS (1982)
surfactantes	APHA; AWWA; WEF (1995) – Método 5540 C
toxicidade aguda – sistema Microtox*	Norma Técnica CETESB L5.227

* O teste analisou o parâmetro CE50 15', que é a concentração efetiva da amostra que causa 50% de redução na quantidade de luz emitida por *Vibrio fischeri* a 15 °C, após 15 minutos de exposição.

Em um sistema de lodos ativados com adição de CAP a determinação da concentração de sólidos em suspensão voláteis pelo método usual, previsto no Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 1995), não fornece valores confiáveis, visto que parte do CAP presente no lodo também volatiliza. ARBUCKLE & GRIGGS (1982) avaliaram a volatilidade do CAP e de um

lodo biológico sem carvão, em várias temperaturas variando de 300 °C a 550 °C (temperatura do teste usual). Os autores propuseram então um método simples, em que uma amostra de lodo com CAP e uma amostra do CAP utilizado são submetidos a temperaturas de 400 °C e 550 °C, na mufla. Através de uma relação entre a massa volatilizada nas duas temperaturas, pode-se determinar a concentração de CAP e de sólidos em suspensão totais na amostra de lodo.

As amostras para a determinação dos valores de pH, oxigênio dissolvido, temperatura, COD, cor, condutividade elétrica, série de sólidos e sólidos em suspensão voláteis no sistema LAB/CAP foram analisadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP. Nos laboratórios da firma Tasqa Serviços Analíticos Ltda, no município de Paulínia, SP, foram determinados os valores de DBO_{5,20}, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldahl total, fósforo total, alcalinidade total e surfactantes. Os testes de toxicidade aguda foram realizados no laboratório do Setor de Mutagênese e Citotoxicidade da CETESB, em São Paulo, SP. Os exames em microscópio óptico foram realizados no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP. Os exames em microscópio eletrônico de varredura foram realizados no Laboratório de Microscopia Eletrônica do Instituto de Biologia da UNICAMP.

Na determinação dos valores de COD e de cor as amostras do efluente bruto e do efluente tratado foram filtradas em filtro de 0,45 µm.

Os valores de COD foram determinados em equipamento marca Shimadzu, modelo TOC-5000A. Os valores de cor foram determinados em espectrofotômetro UV/visível marca Hach, modelo DR4000. Para a determinação dos valores de condutividade elétrica foi empregado equipamento marca Micronal, modelo B330. Os valores de pH foram determinados em potenciômetro marca Orion, modelo 250A. O oxigênio dissolvido foi medido em equipamento marca Orion, modelo 810. Para as leituras de temperatura foi empregado termômetro devidamente calibrado.

Na segunda fase os resultados de eficiência dos sistemas LAB e LAB/CAP foram avaliados estatisticamente. As médias foram comparadas através do teste *t*, ao nível de

significância de 5% e de 1%.

4.1 – FASE 1 - PRELIMINAR: ESCALA DE BANCADA

Essa fase do trabalho experimental foi realizada no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, durante o período de 15 a 24/7/2001.

Foram realizados ensaios de adsorção em aparelho de jarros, à temperatura ambiente, utilizando-se cinco tipos de carvão ativado em pó, de três fabricantes nacionais. Foram empregadas alíquotas de 1.000 mL de efluente bruto, com valor de pH ajustado para $7,00 \pm 0,01$, e concentrações de CAP de 100, 200, 300, 500, 800, 1.000, 1.200, 1.500, 1.800, 2.000, 2.500 e 3.000 mg/L. O efluente e o CAP foram misturados a uma velocidade de 30 rpm, suficiente para manter o adsorvente em suspensão.

Os CAP's utilizados foram previamente lavados com água desmineralizada, secos em estufa a 110 °C e mantidos em frascos fechados.

A Tabela 4.2 apresenta as características dos adsorventes utilizados.

Decorrido o tempo de contato de 23 horas, a agitação foi desligada e, após período de sedimentação de 30 minutos, foi determinada a cor do líquido sobrenadante.

A Figura 4.1 mostra a instalação experimental utilizada.

O tipo de carvão e as concentrações mais apropriadas para o emprego em reatores biológicos na Fase 2 do experimento foram escolhidos com base nos resultados das análises de cor e na densidade aparente do CAP. Considerando que o presente trabalho tem uma abordagem eminentemente prática, o preço do carvão também foi considerado.

Tabela 4.2 – Características dos CAP's utilizados na Fase 1

CARACTERÍSTICA	CAP A	CAP B	CAP C	CAP D	CAP E
Tipo	Vegetal	Vegetal	Vegetal	Vegetal	Vegetal
Matéria-prima	Pinus	Pinus	Pinus	Pinus	Nó de Pinho
Fabricante	Brasilac	Brasilac	Liz e Oliveira	Liz e Oliveira	Carbomafra
Local da fábrica	Guarapuava, PR	Guarapuava, PR	Pitanga, PR	Pitanga, PR	Curitiba, PR
Nome comercial	KAPA A	KAPA C	GRM405	PWI185	106-90
Preço (R\$/kg) *	1,65	1,65	1,80	1,70	1,70
Número de Iodo (mg I ₂ /g)	600 (mín.)	700 (mín.)	822	700	600 (mín.)
Densidade aparente (g/cm ³)	0,45	0,45	0,30	0,35	0,50
Cinzas (%)	< 15	<15	6	8	<8
Granulometria (%) **	<12	15 – 40	40	10	10

* Preços de julho de 2001, referentes a uma demanda de 100 kg por mês

** Porcentagem que fica retida na peneira 325 mesh (via úmida)

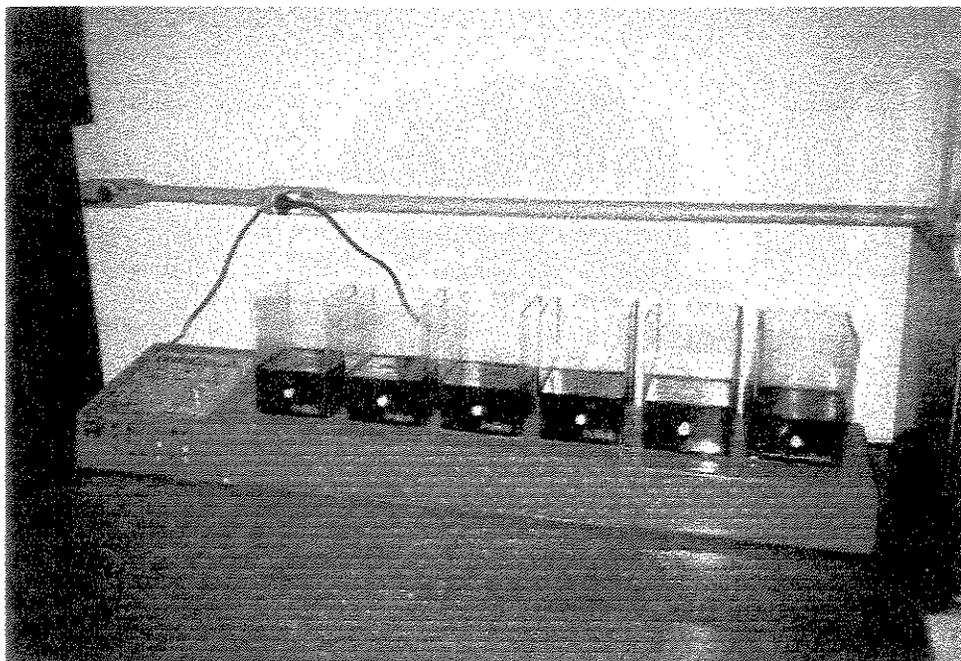


Figura 4.1 – Instalação experimental utilizada na Fase 1

4.2 – FASE 2: ESCALA DE BANCADA

Essa fase do trabalho experimental foi realizada no Laboratório de Protótipos do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, durante o período de 11/8/2001 a 9/10/2001.

O carvão ativado escolhido na fase preliminar foi utilizado em sistema LAB/CAP. No experimento foram utilizados como reatores seis béqueres, de plástico, de quatro litros de capacidade. A aeração e a agitação do líquido nos reatores foram obtidas através de bombas de difusão de ar com pedras porosas (utilizadas em aquários). Os reatores funcionaram com fluxo intermitente, em ciclos de 24 horas. A operação de enchimento era feita de forma instantânea. As operações de reação, de sedimentação e de esvaziamento/repouso tiveram duração de 22 horas, 1,5 hora e 0,5 hora, respectivamente. O enchimento e esvaziamento dos béqueres eram feitos manualmente, com auxílio de uma mangueira de látex.

Os reatores funcionavam 6 dias por semana, de segunda a sábado, a fim de simular condições reais verificadas em indústrias de beneficiamento têxtil, principalmente pequenas e médias, que não operam aos domingos.

Foi utilizada fração de lodo de 50 %, ou seja, 2.000 mL de lodo biológico foram mantidos nos reatores após cada operação de esvaziamento. Este valor foi escolhido de modo a evitar a perda de sólidos no reator, para uma concentração de sólidos em suspensão totais de até 3.000 mg/L, com um índice volumétrico de lodo de até 150 mL/g.

Diariamente, de segunda a sábado, era feito o descarte de 200 mL do líquido em suspensão nos reatores, de modo a manter-se, teoricamente, um tempo de residência celular de 23,3 dias, que caracterizaria operação na faixa de aeração prolongada. O referido descarte era feito manualmente, ao final da operação de reação.

Durante a partida, os reatores foram inoculados com a adição de esgoto sanitário e de lodo biológico oriundo da estação de tratamento de uma indústria têxtil. No início, o efluente

bruto foi adicionado aos poucos aos reatores, em volumes crescentes, até atingir o volume de enchimento total. Os reatores foram, então, operados até atingirem o estado de equilíbrio, caracterizado por pequena variação na eficiência de remoção de carbono orgânico dissolvido e na concentração de sólidos em suspensão voláteis no interior dos reatores. Exames microscópicos também foram utilizados para avaliar a formação da biomassa nos reatores. Foram necessários cerca de 60 dias para que a condição de equilíbrio fosse alcançada.

O primeiro reator, denominado R1, operou sem a adição de CAP, servindo como controle. Os outros cinco reatores, denominados R2, R3, R4, R5 e R6, operaram com as concentrações de CAP escolhidas na Fase 1. Os reatores operaram nestas condições por 60 dias.

A Figura 4.2 mostra o esquema da instalação experimental. Na Figura 4.3 é apresentada fotografia da instalação de bancada utilizada na Fase 2.

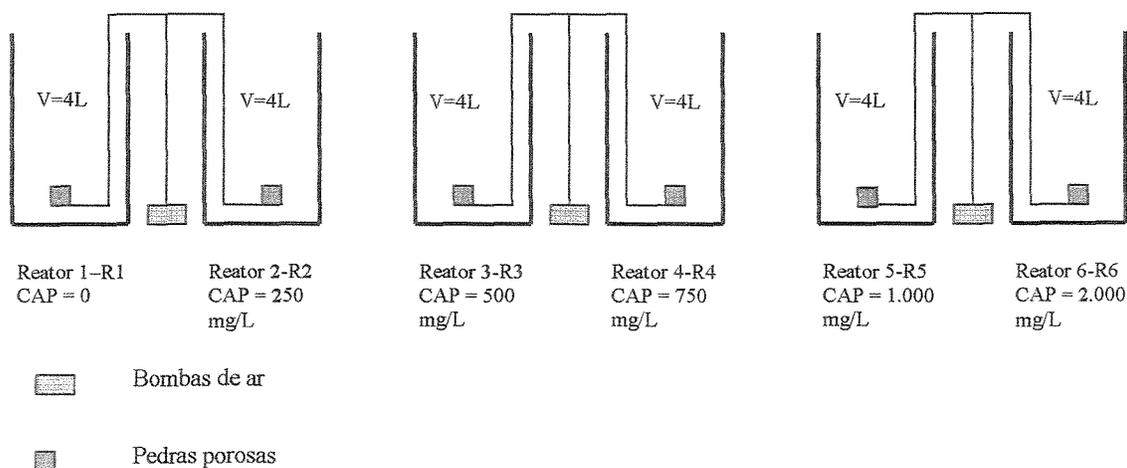


Figura 4.2 – Esquema da instalação experimental utilizada na Fase 2



Figura 4.3 – Instalação experimental utilizada na Fase 2

O carvão ativado em pó adicionado aos béqueres foi previamente lavado com água desmineralizada, seco em estufa a 110 °C e mantido em um frasco fechado.

No início do funcionamento dos reatores LAB/CAP, o CAP foi, inadvertidamente, adicionado de uma só vez aos béqueres. O procedimento correto, que foi empregado no teste em escala real, teria sido adicionar o CAP de forma gradativa, até atingir-se a concentração desejada, para que fosse minimizada a perda de carvão no início de operação. A partir de então, o carvão ativado foi dosado apenas para repor a quantidade perdida com o descarte diário do lodo biológico, de modo que fosse mantida a concentração desejada no reator. O CAP era adicionado após a operação de esvaziamento, com o sistema de aeração ligado.

Para o acompanhamento da operação dos reatores biológicos foram realizadas análises

laboratoriais, conforme descrito na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Análises laboratoriais realizadas na Fase 2

PARÂMETRO	FREQÜÊNCIA	AMOSTRA
pH	diária	efluente bruto, reatores
temperatura	diária	reatores
OD	semanal	reatores
COD	duas vezes por semana	efluente bruto, efluente tratado
cor	duas vezes por semana	efluente bruto, efluente tratado
SST	quinzenal	reatores, efluente tratado
SSV	quinzenal	reatores
surfactantes	uma vez	efluente bruto, efluente tratado
sólidos sedimentáveis	quinzenal	efluente tratado

O oxigênio dissolvido era medido no interior dos reatores em dois momentos: logo após a operação de enchimento e ao final da operação de reação. A temperatura e o pH eram medidos ao final da operação de reação. As amostras de lodo biológico para a realização das análises de SST e SSV eram coletadas momentos antes do final da operação de reação.

4.3 – FASE 3: ESCALA DE BANCADA

Essa fase do trabalho experimental foi realizada no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, durante o período de 10/10/2001 a 9/11/2001.

Nessa fase foram mantidos apenas dois dos reatores utilizados na fase anterior, um reator-controle e um reator com CAP. A concentração de carvão utilizada foi a concentração ótima obtida na segunda fase. Os reatores operaram com três ciclos por dia, de oito horas, de quatro horas e de 12 horas, na seqüência, conforme apresentado na Tabela 4.4. Esses ciclos foram utilizados com o intuito de avaliar o desempenho dos sistemas LAB e LAB/CAP em ciclos de curta duração, bem como para facilitar a operação dos reatores.

Os demais parâmetros operacionais foram os mesmos utilizados na Fase 2.

O carvão ativado em pó adicionado aos béqueres foi previamente lavado com água desmineralizada, seco em estufa a 110 °C e mantido em um frasco fechado.

Tabela 4.4 – Ciclos operacionais utilizados na Fase 3

CICLO	INÍCIO	ENCHIMENTO	REAÇÃO	SEDIMENTAÇÃO	ESVAZIAMENTO/ REPOUSO
Ciclo 8 h	7h30	instantâneo	6,5 h	1 h	0,5 h
Ciclo 4 h	15h30	instantâneo	2,5 h	1 h	0,5 h
Ciclo 12 h	19h30	instantâneo	10,5 h	1 h	0,5 h

A Figura 4.4 mostra a instalação experimental utilizada nessa fase.



Figura 4.4 – Instalação experimental utilizada na Fase 3.

Para o acompanhamento da operação dos reatores biológicos foram realizadas as análises laboratoriais descritas na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Análises laboratoriais realizadas na Fase 3

PARÂMETRO	FREQÜÊNCIA	AMOSTRA
pH	diária	efluente bruto, reatores
temperatura	diária	reatores
OD	semanal	reatores
COD	duas vezes por semana	efluente bruto, efluente tratado
cor	duas vezes por semana	efluente bruto, efluente tratado
SST	semanal	reatores, efluente tratado
SSV	semanal	reatores
toxicidade aguda	uma vez	efluente tratado
sólidos sedimentáveis	semanal	efluente tratado

Os valores de oxigênio dissolvido, pH e temperatura eram determinados no interior dos reatores ao final da operação de reação do ciclo de 4 horas. As amostras de lodo biológico para a realização das análises de SST e SSV e de efluente tratado para a análise de sólidos sedimentáveis eram coletadas ao final do período de reação do ciclo de 8 horas. As amostras para determinação de COD e cor eram coletadas ao final da operação de reação dos ciclos de 4 e de 8 horas. As amostras para o teste de toxicidade aguda foram coletadas ao final da operação de reação do ciclo de 8 horas.

Nessa fase, amostras de lodo biológico foram examinadas semanalmente em microscópio óptico e, uma única vez, em microscópio eletrônico de varredura. As amostras foram coletadas ao final da operação de reação do ciclo de 8 horas.

4.4 – FASE 4: TESTE EM ESCALA REAL

Com o intuito de avaliar o modo de dosagem e a perda de CAP em um sistema LAB em escala real, a Fase 4, em escala real, foi realizada em uma indústria de beneficiamento têxtil localizada no município de Cabreúva, na região de Jundiaí, Estado de São Paulo, no período de 27/9/2001 a 25/10/2001.

A indústria em questão, de porte médio, desenvolve os processos de tecelagem, tingimento e acabamento de tecidos para decoração. São utilizados basicamente corantes diretos e reativos. A empresa possui um sistema de tratamento de efluentes do tipo LAB, operando com dois ciclos diários de 12 horas. O efluente tratado do sistema de lodos ativados é oxidado quimicamente com hipoclorito de sódio.

A proposta inicial era utilizar o sistema LAB/CAP na mesma empresa onde foi obtido o efluente bruto estudado nos experimentos em escala de bancada. Todavia, isso não foi possível devido às condições operacionais deficientes da estação de tratamento da referida empresa.

O carvão ativado em pó, em sacos de 25 kg, foi gradativamente adicionado no tanque de

aeração da estação de tratamento de efluentes da indústria, do dia 27/9/2001 ao dia 11/10/2001, até que fosse atingida a concentração desejada, que foi aquela utilizada na Fase 3 do trabalho. O CAP foi adicionado diretamente em vários pontos do tanque de aeração, para facilitar a mistura com o lodo biológico.

A Figura 4.5 mostra uma vista geral do sistema de tratamento da referida indústria. A Figura 4.6 mostra a adição de CAP ao sistema.

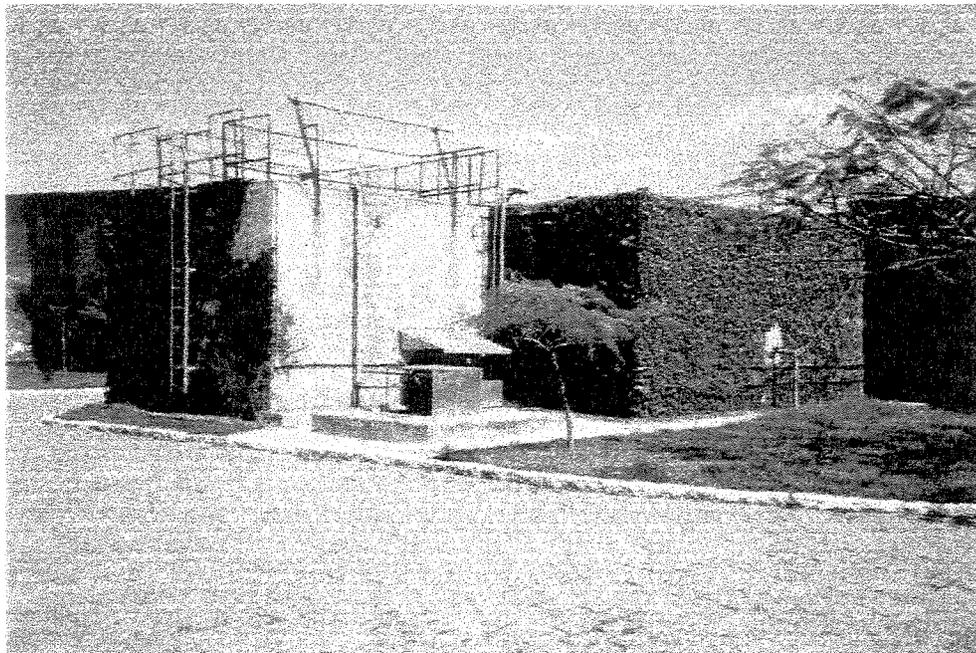


Figura 4.5 – Vista geral do sistema de tratamento da indústria

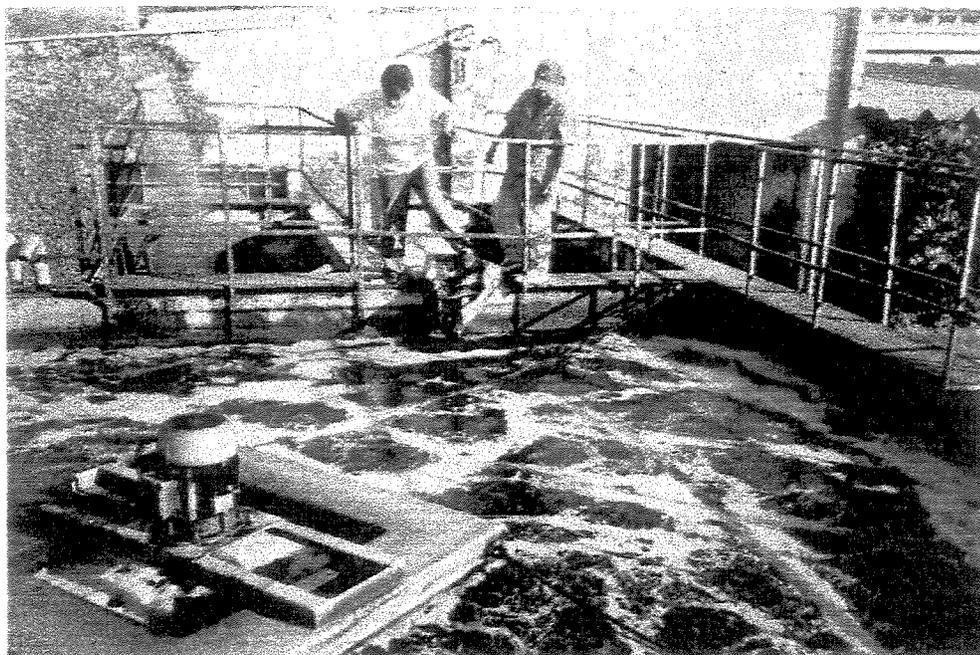


Figura 4.6 – Adição de CAP ao tanque de aeração

Para avaliar a perda de CAP no efluente tratado da estação foram analisados quinzenalmente os parâmetros SST e sólidos sedimentáveis. Antes do início da aplicação do carvão ativado, durante três semanas, os mesmos parâmetros foram analisados no efluente tratado.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no trabalho experimental são apresentados em partes. Primeiramente, é apresentada a caracterização do efluente bruto utilizado. Depois, apresenta-se os resultados obtidos em cada uma das fases do trabalho.

5.1 – EFLUENTE BRUTO

A Figura 5.1 apresenta a variação dos valores de COD no efluente bruto, ao longo do período do presente estudo.

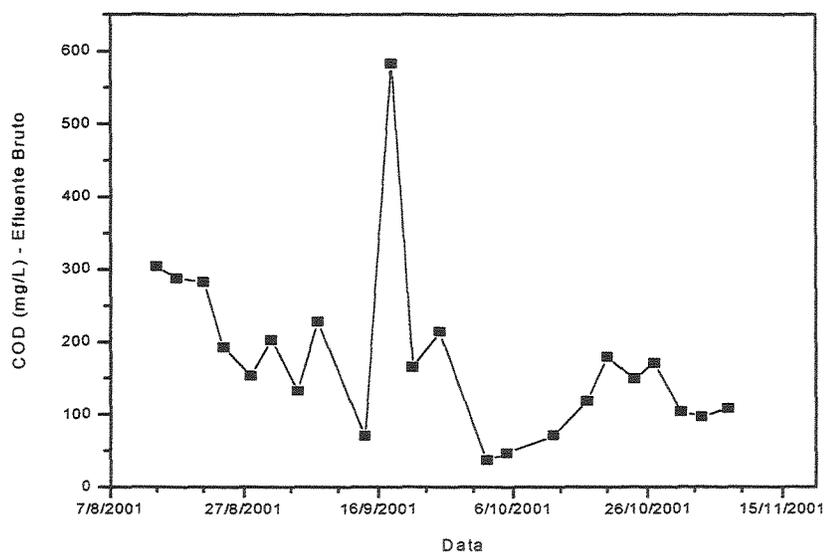


Figura 5.1 – Variação de COD no efluente bruto

As Figuras 5.2 e 5.3 apresentam a variação dos valores de cor e de pH, respectivamente, no efluente bruto, ao longo do período do estudo.

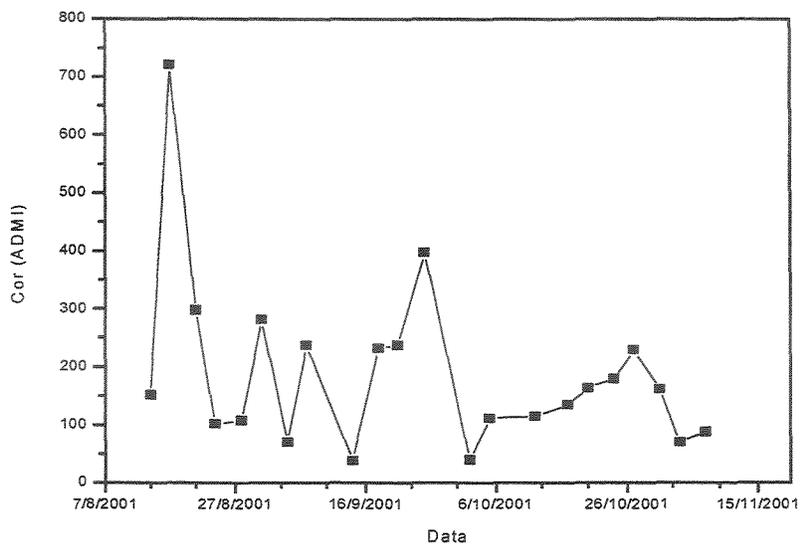


Figura 5.2 – Variação de cor no efluente bruto

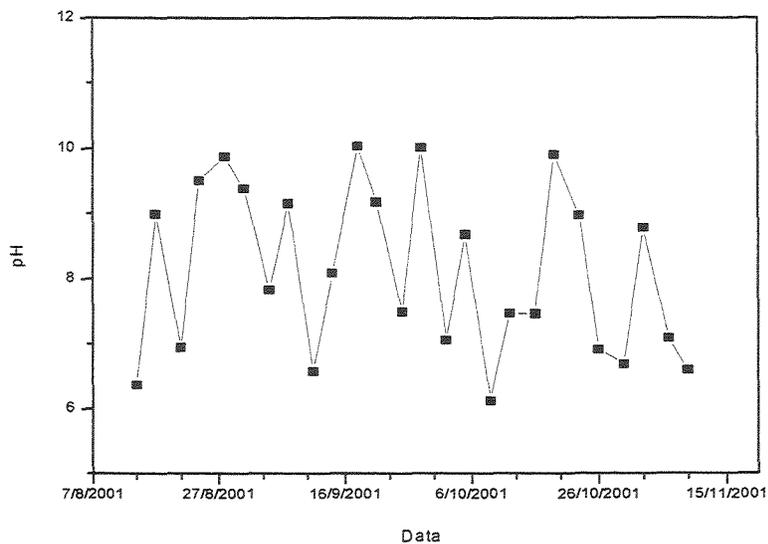


Figura 5.3 – Variação de pH no efluente bruto

Analisando-se as Figuras 5.1, 5.2 e 5.3 pode-se concluir que o efluente bruto utilizado na presente pesquisa, coletado em uma indústria têxtil, apresentou grande variação de COD e de cor, no período considerado. A variação de pH foi menos significativa. Note-se que os despejos foram coletados após o tanque de equalização do sistema de tratamento da indústria.

A variação nos parâmetros analisados deve-se ao fato dos processos de beneficiamento têxtil serem basicamente realizados em bateladas, o que implica em descargas descontínuas dos banhos de preparação e de tingimento. O fato dos despejos originarem-se de uma pequena empresa agrava a influência das descargas descontínuas do processo na variabilidade dos efluentes líquidos. Além disso, a referida indústria processa apenas tecidos de terceiros, fazendo com que haja intensa alteração no material processado e, conseqüentemente, nas características dos efluentes líquidos. Essa variabilidade é uma das razões da dificuldade em tratar-se os efluentes de indústrias têxteis.

Cabe ressaltar que os sistemas de tratamento estudados – LAB e LAB/CAP – foram submetidos à variação de COD e de cor existente no efluente bruto. A variação de pH foi minimizada através do ajuste dos valores para a faixa entre 6,50 e 7,50.

Na Figura 5.1 verifica-se uma tendência de queda da concentração de COD no efluente bruto ao longo do período de estudo. Provavelmente, isso é devido à variações no processo produtivo da indústria, ditadas pela demanda de mercado.

A Tabela 5.1 apresenta estatísticas descritivas dos resultados obtidos, com o objetivo de permitir uma avaliação quantitativa da variação dos parâmetros. A Tabela A.1, no Anexo, apresenta todos os valores de COD, pH e cor.

As estatísticas descritivas, notadamente o coeficiente de variação, confirmam que os parâmetros COD e cor apresentaram variações muito significativas no período estudado. Portanto, as médias obtidas são valores pouco representativos, pois os intervalos de confiança, função do desvio-padrão, são muito amplos. Os valores de pH não apresentaram grande variação.

Tabela 5.1 – Estatísticas descritivas dos valores de COD, cor e pH no efluente bruto

ESTATÍSTICAS	COD (mg/L)	COR (ADMI)	pH
Número de observações	22	22	26
Valor máximo	582,90	720	10,03
Valor mínimo	36,92	38	6,12
Média	177,21	190	*
Desvio-padrão	117,82	149	*
Erro-padrão da média	25,12	32	*
Coefficiente de variação (CV)	66,49%	78,42%	*
Intervalos de confiança (95%)	± 50,24	± 64	*

* Não aplicável

O efluente têxtil estudado apresentou um valor médio de cor muito baixo, comparando-se com os despejos de outras indústrias. KAO et al. (2001) avaliaram os despejos de dez indústrias têxteis em Taiwan. A cor no efluente bruto de oito indústrias foi superior a 400 ADMI (em cinco delas superior a 1.000 ADMI).

A justificativa para esse baixos valores de cor é o tipo de corante e o processo de tingimento utilizado normalmente na indústria onde os efluentes foram coletados. Segundo EPA (1996), os corantes dispersos possuem tipicamente porcentagens de fixação no material têxtil de 80 a 92%, ao passo que os corantes reativos, por exemplo, possuem valores de 50 a 80%.

A Tabela 5.2 apresenta parâmetros adicionais de caracterização do efluente bruto estudado.

Tabela 5.2 – Caracterização do efluente bruto

PARÂMETROS	AMOSTRAGEM 1	AMOSTRAGEM 2
DBO _{5,20} (mg O ₂ /L)	265	149
DQO (mg O ₂ /L)	766	460
alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	272	382
fosfato total (mg P/L)	2,90	8,55
NTK (mg N/L)	56,5	91,0
condutividade elétrica (μS/cm)	3.160	1.540
sólidos totais (mg/L)	2.120	1.040
sólidos totais voláteis (mg/L)	580	290
sólidos totais fixos (mg/L)	1.540	750
sólidos em suspensão totais (mg/L)	30	38
sólidos em suspensão voláteis (mg/L)	8	5
sólidos em suspensão fixos (mg/L)	22	33
sólidos dissolvidos totais (mg/L)	2.090	1.002
sólidos dissolvidos voláteis (mg/L)	572	285
sólidos dissolvidos fixos (mg/L)	1.518	717

Analisando-se os valores apresentados na Tabela 5.2 pode-se fazer algumas considerações, levando em conta que foram analisadas apenas duas amostras.

A maior parte da matéria orgânica presente no efluente industrial encontra-se na forma dissolvida, conforme atesta a baixíssima concentração de sólidos em suspensão voláteis. Trata-se de característica típica do efluente têxtil.

A alta relação DQO/DBO_{5,20} – que foi de 2,89 e 3,09 nas duas amostras analisadas – é típica dos efluentes de indústrias de beneficiamento têxtil e indica uma elevada fração de matéria

orgânica lentamente biodegradável.

Os valores de alcalinidade total obtidos foram elevados, quando comparados a outros tipos de efluente. Isso é típico do efluente têxtil, devido ao uso intensivo de sais alcalinos nos banhos de preparação e de tingimento de tecidos, notadamente o carbonato de sódio (barrilha). Essa alta concentração de sais explica os altos valores de condutividade elétrica e de sólidos dissolvidos totais encontrados.

Analisando-se os resultados da série de sólidos, conclui-se que os sólidos inorgânicos são maioria no despejo em questão (72,6% e 72,1% dos sólidos totais nas duas amostragens). A presença de sólidos em suspensão é muito baixa (1,4% e 3,4% dos sólidos totais).

Proporcionalmente aos valores de $DBO_{5,20}$, os valores de fósforo total e NTK indicaram suficiência de nutrientes para o tratamento biológico. Isso era esperado, visto que as duas amostragens foram realizadas após a adição de uréia e de ácido fosfórico ao efluente coletado na indústria.

Os parâmetros toxicidade aguda e mutagenicidade, que atualmente são importantes na caracterização do efluente de uma indústria de beneficiamento têxtil, não foram analisados devido à falta de recursos financeiros.

5.2 – FASE 1

Os resultados dos ensaios de adsorção, referentes ao parâmetro cor, são apresentados na Figura 5.4. O valor de cor no efluente bruto foi de 268 ADMI.

Os resultados representados na Figura 5.4, indicaram que em todas as 12 concentrações de carvão estudadas o CAP D foi o que apresentou a maior eficiência na redução da cor do despejo industrial, com um máximo de 66,42% na dosagem de 2.500 mg/L, o que também pode ser visto na Tabela 5.3. A Figura 5.4 aponta que, em geral, a redução de cor foi proporcional à

concentração de CAP, até o limite de 2.500 mg/L. Para os CAP's C, D e E, o acréscimo da concentração para 3.000 mg/L não representou incremento na eficiência de redução de cor.

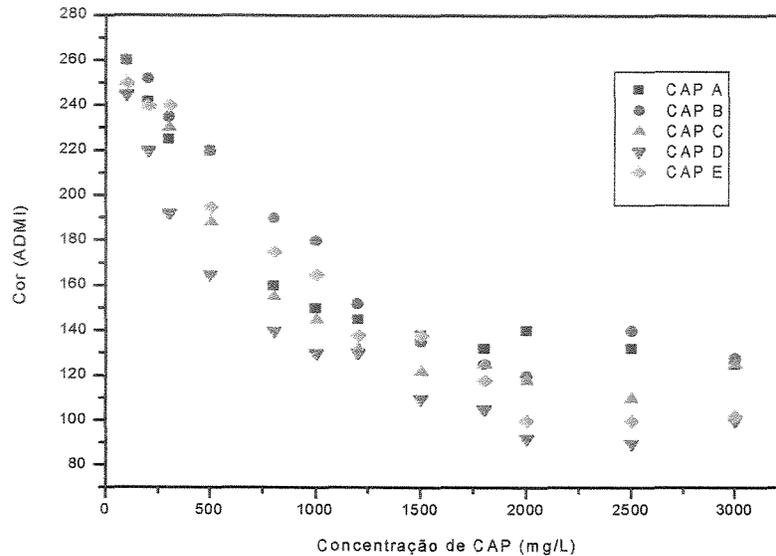


Figura 5.4 – Valores de cor no efluente líquido, após o ensaio de adsorção (efluente bruto = 268 ADMI)

Os valores que constam da Tabela 5.3 mostram que não houve grande diferença de eficiência entre os cinco tipos de CAP avaliados.

A densidade aparente do CAP é um parâmetro importante para seu emprego em um sistema de lodos ativados. Um CAP com densidade mais elevada possui uma tendência menor de escapar no efluente tratado.

Tabela 5.3 – Eficiência de redução de cor no ensaio de adsorção

CONCENTRAÇÃO (mg/L)	EFICIÊNCIA (%)				
	REFERÊNCIA: EFLUENTE BRUTO = 268 ADMI				
	CAP A	CAP B	CAP C	CAP D	CAP E
100	2,99	2,99	6,72	8,58	6,72
200	9,70	5,97	10,45	17,91	10,45
300	16,04	12,31	14,18	28,36	10,45
500	17,91	17,91	29,85	38,43	27,24
800	40,30	29,10	42,16	47,76	34,70
1.000	44,03	32,84	45,90	51,49	38,43
1.200	45,90	43,28	50,75	51,49	48,51
1.500	48,51	49,63	54,48	58,96	48,51
1.800	50,75	53,36	53,36	60,82	55,97
2.000	47,76	55,22	55,97	65,67	62,69
2.500	50,75	47,76	58,96	66,42	62,69
3.000	53,36	52,24	53,36	62,69	61,94

Considerando que o preço dos CAP's estudados era muito próximo, o carvão a ser utilizado na Fase 2 foi escolhido com base na eficiência de redução de cor e na densidade aparente. Assim, apesar de possuir uma densidade menor, optou-se pelo CAP D, que apresentou maior eficiência de redução de cor em todas as dosagens empregadas. As concentrações de CAP escolhidas para a Fase 2 foram 250, 500, 750, 1.000 e 2.000 mg/L. Procurou-se utilizar uma faixa ampla de concentrações, não ultrapassando, porém, o limite de eficiência de redução de cor verificado no ensaio de adsorção e não utilizando dosagens de CAP que implicariam em custos operacionais muito elevados em escala real.

5.3 – FASE 2

A Fase 2 consistiu na operação de seis reatores em escala de bancada, um servindo como controle e cinco com adição de CAP. Os reatores operaram com ciclos de 24 horas.

5.3.1 – Perda de CAP

Um dos maiores problemas da adição de CAP ao sistema de lodos ativados é o possível escape de carvão no efluente tratado. Devido à baixa densidade do CAP, há uma tendência natural de que o material permaneça em suspensão no despejo após a operação de sedimentação. Por outro lado, ocorrendo uma boa incorporação do CAP aos flocos biológicos, haveria uma tendência do CAP sedimentar junto com o lodo, minimizando a perda de carvão.

No início da Fase 2 do presente trabalho, o CAP foi adicionado nos reatores de uma só vez, o que facilitou a perda de carvão nos dias seguintes. Percebeu-se também que o CAP aderiu às paredes dos béqueres, principalmente na parte acima do nível do líquido, ocasionando a diminuição da concentração de carvão nos reatores. Além disso, houve o escape normal de CAP com o efluente tratado.

Assim, houve três formas de perda de CAP nos reatores estudados: remoção junto com o excesso de lodo biológico descartado, escape com o efluente tratado e aderência às paredes do reator. Entretanto, como a reposição de carvão tinha como base a concentração inicial de CAP nos reatores, a concentração de carvão no sistema biológico não tenderia a zero, mas sim tenderia a uma concentração de equilíbrio. Isso porque à medida que a concentração de CAP no reator ia diminuindo, diminuía também a massa de carvão perdida no descarte do lodo em excesso, já que o referido descarte era feito retirando-se uma parcela do volume de líquido no reator. Portanto, quando a massa de CAP perdida no descarte do lodo somada à massa de CAP perdida com o efluente tratado fosse igual à massa de reposição de CAP, a concentração de carvão no reator se

estabilizaria.

Pode-se, assim, estabelecer a Equação 5.1 para as condições do presente trabalho, desconsiderando-se a perda do carvão que aderiu às paredes do reator:

$$MCAP_i = MCAP_{i-1} + M_{rep} - M_{desc} - M_{trat\ i-1} \quad (5.1)$$

Onde:

$MCAP_i$ = Massa de CAP no reator no dia i , mg;

$MCAP_{i-1}$ = Massa de CAP no reator no dia anterior, mg;

M_{rep} = Massa de CAP repostada diariamente ao reator, mg;

M_{desc} = Massa de CAP no lodo descartado diariamente, mg;

$M_{trat\ i-1}$ = Massa de CAP retirada do reator com o efluente tratado no dia anterior, mg;

Analisando-se a Equação 5.1, percebe-se que, conforme descrito anteriormente, quando $M_{rep} = M_{desc} + M_{trat\ i-1}$, a concentração de CAP no reator permanecerá a mesma.

A Tabela 5.4 apresenta os resultados de uma simulação do emprego da Equação 5.1. Admitiu-se as seguintes condições: i) volume útil do reator = 4 L; ii) volume de efluente tratado retirado diariamente = 2 L; iii) volume de lodo descartado diariamente = 0,2 L; iv) concentração de CAP no efluente tratado (constante) = 10 mg/L; concentração inicial de CAP no reator = 1.000 mg/L.

Os resultados apresentados na Tabela 5.4 indicam que, para as condições definidas, a concentração de CAP no reator biológico estabilizaria em torno de 905 mg/L (redução de 9,5%

em relação à concentração inicial), após cerca de 60 dias de operação.

Tabela 5.4 – Simulação da perda de carvão em sistema LAB/CAP

DIA	MCAP inicial (mg)	M_{rep} (mg)	M_{desc} (mg)	M_{trat} (mg)	MCAP final (mg)
1	4.000	200	200	20	3.980
2	3.980	200	199	20	3.961
3	3.961	200	198	20	3.943
4	3.943	200	197	20	3.926
5	3.926	200	196	20	3.910
10	3.852	200	193	20	3.839
20	3.751	200	188	20	3.743
40	3.654	200	183	20	3.651
60	3.619	200	181	20	3.618
61	3.618	200	181	20	3.617

No presente trabalho a perda de CAP não foi significativa. O CAP incorporou-se muito bem ao lodo biológico, conforme demonstra a Figura 5.12, que consta do item 5.4.1. A Tabela 5.5 apresenta os valores de sólidos em suspensão totais no efluente tratado dos reatores, na Fase 2.

Tabela 5.5 – Valores de SST no efluente tratado na Fase 2

DATA	SST (mg/L)					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6
11/9/2001	12	12	8	6	10	10
22/9/2001	10	14	8	12	10	8
29/9/2001	12	12	10	8	6	10
2/10/2001	18	10	12	10	6	16
<i>Média</i>	<i>13</i>	<i>12</i>	<i>10</i>	<i>9</i>	<i>8</i>	<i>11</i>

Os valores apresentados na Tabela 5.5 indicam que ocorreu uma perda de sólidos muito pequena nos reatores biológicos. Isso deveu-se à boa incorporação do CAP ao lodo biológico e ao fato da operação de sedimentação ter tido duração de 1,5 hora e ter sido feita em condições ótimas (inerentes à operação em batelada). Os reatores LAB/CAP apresentaram menor perda de sólidos do que o reator-controle.

Os valores de sólidos sedimentáveis no efluente final comprovaram a baixa perda de sólidos. Em todas as análises, feitas nos dias 1/9, 8/9, 26/9 e 6/10/2001, foram obtidos valores abaixo do limite de detecção do método (0,1 mL/L), para todos os reatores. Portanto, foram cumpridos os padrões de emissão estabelecidos na legislação ambiental do Estado de São Paulo e na legislação federal, que é de no máximo 1,0 mL/L (SÃO PAULO, 1976; BRASIL, 1986).

A Tabela 5.6 apresenta os valores da concentração de CAP no interior dos reatores biológicos.

Tabela 5.6 – Concentração de CAP nos reatores na Fase 2, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982)

DATA	CONCENTRAÇÃO CAP (mg/L)				
	R2	R3	R4	R5	R6
8/9/2001	240	540	660	840	1.621
18/9/2001	163	538	550	867	1.695
25/9/2001	171	387	547	905	*
3/10/2001	175	454	701	869	1646
<i>Média</i>	<i>187</i>	<i>480</i>	<i>614</i>	<i>870</i>	<i>1.654</i>
<i>Perda média em relação à concentração inicial (%)</i>	<i>25,2</i>	<i>4,0</i>	<i>18,1</i>	<i>13,0</i>	<i>17,3</i>

* Resultado não obtido devido a problemas na análise

Dos resultados da Tabela 5.6 pode-se concluir que a queda média na concentração de CAP não foi significativa, com exceção do reator R2, que apresentou decréscimo de 25,2%.

Levando em conta a elevada variação de resultados inerente ao método empregado na determinação de sólidos em suspensão, que segundo APHA; AWWA; WEF (1995) possui CV de até 33%, e considerando que foram obtidos apenas quatro valores de concentração de CAP nos reatores, optou-se por utilizar as concentrações iniciais de carvão na representação gráfica do desempenho dos reatores LAB/CAP e da tendência de variação dos parâmetros monitorados em função da concentração de CAP.

Considerando-se os valores médios de SST expressos na Tabela 5.5 e admitindo que as relações entre as concentrações de SST, SSV e CAP no lodo biológico são as mesmas no efluente tratado, verifica-se que a concentração média de SSV no efluente tratado ficaria entre 5 mg/L (R5 e R6) e 12 mg/L (R1); e a concentração de CAP no efluente tratado ficaria, em todos os reatores,

abaixo do limite de detecção do método, que é de 5 mg/L.

Com base na concentração média de SSV no efluente tratado, na concentração média de SSV nos reatores e no volume de lodo biológico descartado diariamente (200 mL de segunda a sábado, ou seja, 171 mL/dia), calculou-se a idade do lodo (desconsiderando-se a concentração de SSV no efluente bruto). A idade do lodo é a razão entre a massa de SSV no reator e a massa de SSV retirada diariamente (massa descartada mais massa no efluente tratado). Os valores constam da Tabela 5.7. Os valores de SSV nos reatores são apresentados no item 5.3.4.

Os valores da Tabela 5.7 mostram que na Fase 2 deste trabalho todos os reatores operaram com idade do lodo muito próxima, variando entre 20,7 e 22,5 dias. Tais valores caracterizam uma operação na faixa de aeração prolongada (METCALF & EDDY, Inc., 1991).

Tabela 5.7 – Idade do lodo nos reatores na Fase 2

VALORES MÉDIOS	R1	R2	R3	R4	R5	R6
SSV reator (mg/L)	1.067	1.232	1.309	1.333	1.527	1.479
Massa de SSV no reator (mg)	4.268	4.928	5.236	5.332	6.108	5.916
Massa de SSV descartada diariamente do reator (mg)	182	211	224	228	261	253
SSV efluente tratado (mg/L)	12	9	7	6	5	5
Massa de SSV no efluente tratado retirada diariamente (mg)	24	18	14	12	10	10
Idade do lodo (dia)	20,7	21,5	22,0	22,2	22,5	22,5

5.3.2 – Remoção de Matéria Orgânica

A remoção de matéria orgânica do efluente industrial no reator-controle e nos cinco reatores LAB/CAP foi avaliada através da determinação do parâmetro carbono orgânico dissolvido. A Figura 5.5 apresenta os resultados de eficiência de remoção de COD obtidos.

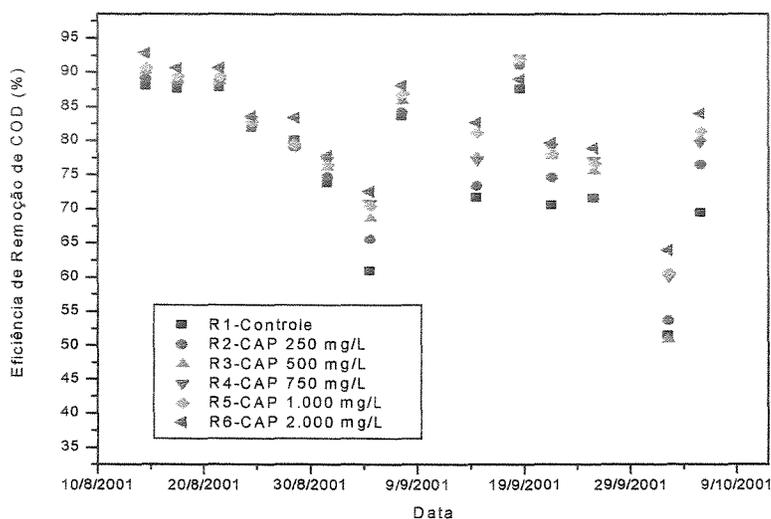


Figura 5.5 – Eficiência de remoção de COD na Fase 2

Analisando-se a Figura 5.5 constata-se que em 12 das 14 observações os reatores que operaram com o sistema LAB/CAP (de R2 a R6) apresentaram maior eficiência de remoção de COD do que aqueles que operaram com o sistema convencional (LAB). Da Tabela 5.8 verifica-se que, para todos os reatores LAB/CAP, a média de eficiência foi ligeiramente superior ao reator-controle. O sistema LAB/CAP apresentou, em relação ao sistema convencional, eficiência superior de remoção de COD de 1,86% (em R2) até 6,56% (em R6).

A Tabela 5.8 apresenta estatísticas descritivas dos valores de eficiência de remoção de COD nos reatores biológicos.

Tabela 5.8 – Estatísticas descritivas dos valores de eficiência de remoção de COD na Fase 2

ESTATÍSTICAS	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Número de observações	14	14	14	14	14	14
Valor máximo (%)	87,99	91,12	91,89	92,17	91,97	92,79
Valor mínimo (%)	51,49	53,66	50,95	60,08	60,64	63,98
Média (%)	76,19	78,05	79,69	80,76	81,13	82,75
Desvio-padrão (%)	11,12	10,39	10,60	8,59	8,65	7,86
Erro-padrão da média (%)	2,97	2,78	2,83	2,30	2,31	2,10
Coefficiente de variação (%)	14,60	13,32	13,30	10,64	10,66	9,50
Intervalos de confiança - 95% (%)	± 5,94	± 5,55	± 5,67	± 4,59	± 4,62	± 4,20

Esse acréscimo de eficiência pode ser devido à adsorção de compostos orgânicos no CAP ou ao aumento da biodegradação por causa da maior concentração de biomassa no sistema LAB/CAP, conforme descrito no item 5.3.4. Se a hipótese do efeito sinérgico for para o caso em questão, então os dois processos – adsorção e aumento da biodegradação – são responsáveis pelo aumento da eficiência de remoção de COD.

A variação na eficiência de remoção de COD verificada na Figura 5.5 deve-se à variação na concentração de COD no efluente bruto. As menores eficiências correspondem a baixos valores de COD no despejo afluente, o que pode ser verificado na Tabela A.2, no Anexo.

A Figura 5.6 apresenta a variação da eficiência média de remoção de COD em função da concentração inicial de CAP nos reatores.

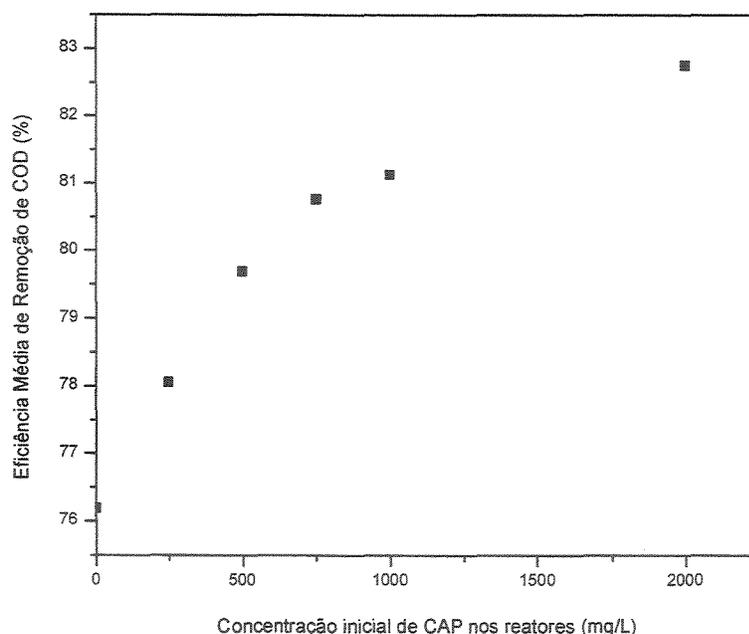


Figura 5.6 – Relação entre a média de eficiência de remoção de COD e a concentração de CAP

Com base na Figura 5.6 e na Tabela 5.8 conclui-se que, nas condições do presente estudo, a eficiência média de remoção de COD cresceu com o aumento da concentração de carvão, de $78,05 \pm 5,55\%$ no reator dois (CAP = 250 mg/L) para $82,75 \pm 4,20\%$ no reator seis (CAP 2.000 mg/L).

Apesar dos resultados obtidos indicarem que, para as condições estudadas, o sistema LAB/CAP apresentou, para todas as concentrações de CAP utilizadas, maior eficiência de remoção de COD comparado ao sistema LAB, a análise estatística demonstra que os resultados não são significantes. A análise de variância indica que as médias de eficiência dos seis reatores são iguais ao nível de significância de 5%. A comparação entre as médias de eficiência do reator-controle com aquelas dos cinco reatores LAB/CAP, através do teste *t*, indica que os resultados são iguais, ao nível de significância de 5%.

Como no presente trabalho a matéria orgânica foi determinada através do parâmetro COD, não é possível fazer uma comparação com os padrões de emissão estabelecidos na legislação ambiental brasileira, em que é utilizado o parâmetro DBO_{5,20}. De qualquer modo, pode-se comparar os resultados com aqueles obtidos por outros autores. SHAUL et al. (1983) estudaram, em escala piloto, sistema de lodos ativados de fluxo contínuo para o tratamento de efluente têxtil e obtiveram eficiência média de remoção de COD de 61,33% (reator-controle) e de 76,67% (reator com CAP). ZALOUM (1987), avaliando o sistema de lodos ativados de fluxo contínuo de uma indústria têxtil no Canadá, reporta eficiência média de remoção de carbono orgânico total (COT) de 61,54%. McCURDY et al. (1992) operaram um sistema LAB em escala de bancada e obtiveram, no tratamento de despejos de banhos de tingimento, eficiência média de remoção de COT de 43,77%. Portanto, conclui-se que a eficiência obtida no presente trabalho foi elevada em todos os reatores, inclusive no reator-controle.

Os resultados obtidos também indicam que, apesar da concentração de COD no efluente bruto ter variado sobremaneira (CV = 66,49%, conforme a Tabela 5.1), a eficiência dos reatores biológicos apresentou pouca variação (CV de 9,50% a 14,60%, conforme a Tabela 5.8). Isso demonstra que o sistema de lodos ativados em batelada assimilou satisfatoriamente a variação da carga orgânica afluyente.

Analisando-se os valores do coeficiente de variação na Tabela 5.8, constata-se que o sistema LAB/CAP apresentou menor variação na eficiência de remoção de COD do que o sistema LAB. Com exceção dos reatores R3 e R5, as estatísticas descritivas demonstraram que quanto maior a concentração de CAP no reator biológico mais estável é sua eficiência. Essa constatação é muito importante, pois a adição de CAP a um sistema de lodos ativados que trata despejos com grande variação de carga orgânica pode aumentar a estabilidade do sistema. Isso confirma o relato de outros autores (ADAMS, 1973; DALMACIJA et al., 1996; KORNEGAY & SELL, 1990; SUBLETTE et al., 1982).

O fato do sistema LAB/CAP propiciar uma maior concentração de biomassa no reator, conforme descrito no item 5.3.4, seguramente contribui para uma maior estabilidade do

tratamento.

5.3.3 – Redução de Cor

A Tabela 5.9 apresenta os valores de eficiência de redução de cor obtidos na Fase 2 deste trabalho. Os valores brutos estão na Tabela A.5, no Anexo.

No presente trabalho, por várias vezes, os resultados das análises de cor indicaram um valor maior no efluente tratado do que no efluente bruto. Nesses casos, portanto, não foi possível determinar a eficiência de redução de cor no reator biológico (por exemplo, os campos marcados com hífen na Tabela 5.9). Isso é comum em sistemas em batelada que tratam efluentes têxteis com grande variação de cor, como é o caso do despejo estudado, pois a cada novo ciclo permanece no reator uma porção da batelada anterior (50% do volume total no caso deste trabalho). Tal característica também explica a grande variação constatada na eficiência de remoção de cor.

Portanto, para a representação gráfica e a análise estatística dos resultados de redução de cor nos sistemas estudados utilizou-se os valores de cor no efluente tratado e não a eficiência de redução do parâmetro. Obviamente, as conclusões feitas com base nos valores de cor no efluente tratado aplicam-se à eficiência do sistema na redução do parâmetro.

Conforme consta na Tabela 5.9, a eficiência de remoção de cor no sistema LAB/CAP foi maior do que no sistema LAB, para todos os resultados obtidos (aqueles em que foi possível calcular a eficiência). A maior diferença de eficiência foi de 33,61%, em relação ao reator R6, na análise de 8/9/2001.

Tabela 5.9 – Eficiência de redução de cor na Fase 2

DATA	EFICIÊNCIA (%)					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6
15/8/2001	-	4,61	22,37	22,37	30,92	48,68
18/8/2001	65,97	70,56	78,89	80,56	82,64	87,50
22/8/2001	-	-	-	8,72	18,79	48,99
25/8/2001	-	-	-	-	-	1,96
29/8/2001	-	0,00	2,78	5,55	12,04	30,56
1/9/2001	25,53	34,40	36,17	42,55	45,04	57,45
5/9/2001	-	-	-	-	-	-
8/9/2001	18,07	25,21	29,41	36,97	41,18	51,68
15/9/2001	-	-	-	-	-	-
19/9/2001	31,03	43,97	46,12	47,41	48,28	51,72
22/9/2001	20,17	32,77	36,97	36,13	39,08	45,38
26/9/2001	30,15	34,17	35,93	38,44	38,44	51,76
3/10/2001	-	-	-	-	-	-
6/10/2001	48,21	57,14	66,07	73,21	71,43	75,00

A Figura 5.7 apresenta os valores de cor no efluente tratado de todos os reatores.

A Tabela 5.10 apresenta as estatísticas descritivas dos valores de cor no efluente tratado dos reatores biológicos.

Analisando-se a Figura 5.7 pode-se concluir que, para todos os resultados obtidos, o valor de cor no efluente tratado do sistema LAB/CAP foi menor do que o valor do sistema LAB. Portanto, a eficiência do sistema LAB/CAP na redução do parâmetro foi maior do que a

eficiência do sistema convencional, para as condições do presente estudo.

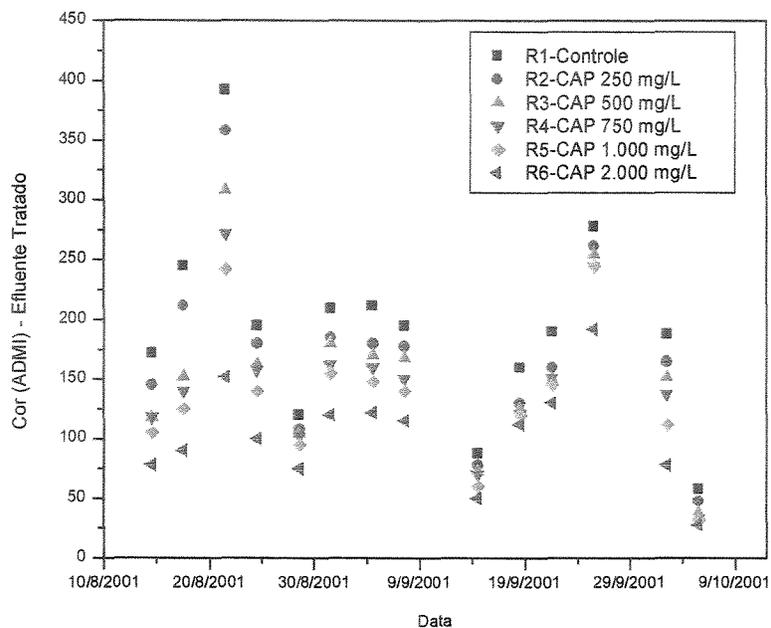


Figura 5.7 - Cor no efluente tratado dos reatores

Tabela 5.10 – Estatísticas descritivas dos valores de cor no efluente tratado dos reatores

ESTATÍSTICAS	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Número de observações	14	14	14	14	14	14
Valor máximo (ADMI)	392	358	308	272	245	192
Valor mínimo (ADMI)	58	48	38	30	32	28
Média (ADMI)	193	171	154	144	133	103
Desvio-padrão (ADMI)	81	76	68	61	58	42
Erro-padrão da média (ADMI)	22	20	18	16	16	11
Coefficiente de variação (%)	42,21	44,69	44,08	42,53	43,60	40,46
Intervalos de confiança - 95% (ADMI)	± 44	± 41	± 36	± 33	± 31	± 22

Do mesmo modo que na remoção de COD, o acréscimo de eficiência de redução de cor no sistema LAB/CAP pode ser devido à adsorção, ao aumento da biodegradação ou aos dois processos simultaneamente.

A Figura 5.8 apresenta a variação dos valores médios de cor no efluente tratado em função da concentração inicial de CAP nos reatores.

Com base na Figura 5.8 e na Tabela 5.10 conclui-se que, nas condições do presente estudo, o valor médio da cor no efluente tratado decresceu com o aumento da concentração de carvão, de 171 ± 41 no reator dois (CAP = 250 mg/L) para 103 ± 22 no reator seis (CAP = 2.000 mg/L).

A análise estatística demonstra que a conclusão de que o efluente tratado do sistema LAB/CAP apresentou valores de cor inferiores ao efluente do sistema LAB é altamente significativa. A análise de variância indica que as médias dos valores de cor no efluente tratado dos seis reatores são diferentes, ao nível de significância de 1%. A comparação entre as médias dos valores de cor no efluente tratado do reator-controle com as médias dos cinco reatores LAB/CAP, através do teste *t*, indica que os resultados são diferentes para os reatores R5 (1.000 mg/L) e R6 (2.000 mg/L), ao nível de significância de 5%.

Analisando-se os valores do coeficiente de variação na Tabela 5.10, constata-se que o sistema LAB/CAP não apresentou menor variação nos valores de cor no efluente tratado do que o sistema LAB.

Como o parâmetro cor não consta nos padrões de emissão estabelecidos na legislação ambiental do Estado de São Paulo e na legislação federal, não há como avaliar-se as conclusões legais dos resultados de redução de cor obtidos neste trabalho. Entretanto, pode-se comparar os resultados obtidos com padrões adotados em outros países.

Os valores de cor encontrados no efluente tratado de todos os reatores atenderiam ao padrão de 400 ADMI adotado em Taiwan (KAO et al., 2001). O padrão de 200 ADMI, adotado por agências estaduais e federais nos Estados Unidos a partir de 1992, mencionado por McCURDY et al. (1992), não teria sido cumprido pelo efluente do reator-controle em cinco das 14 observações. Já o efluente do reator R6 atenderia o referido padrão em todas as observações. Tais conclusões devem ser vistas com ressalva, visto que o efluente industrial estudado apresentou valores muito baixos de cor.

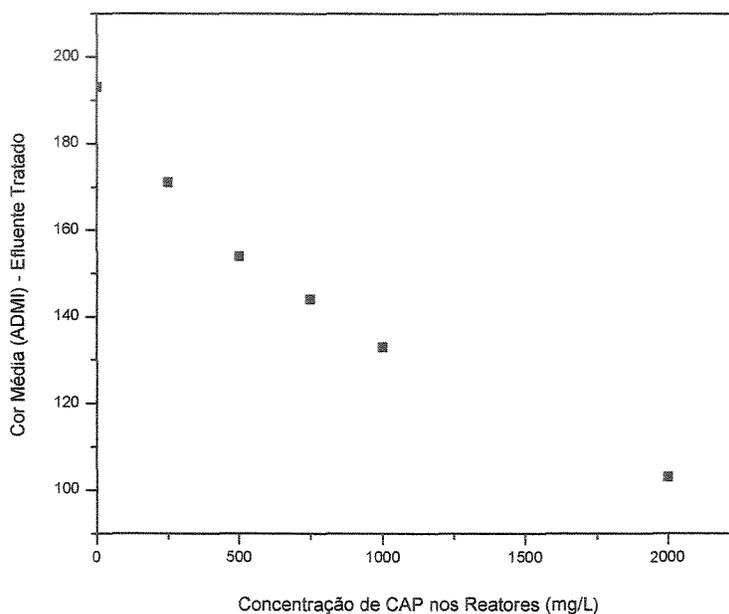


Figura 5.8 – Relação entre os valores médios de cor no efluente tratado e a concentração de CAP

A Figura 5.9 apresenta fotografia dos efluentes tratados dos reatores R1 e R6, no dia 29/8/2001, em que nota-se a menor intensidade de cor no efluente tratado pelo sistema LAB/CAP.

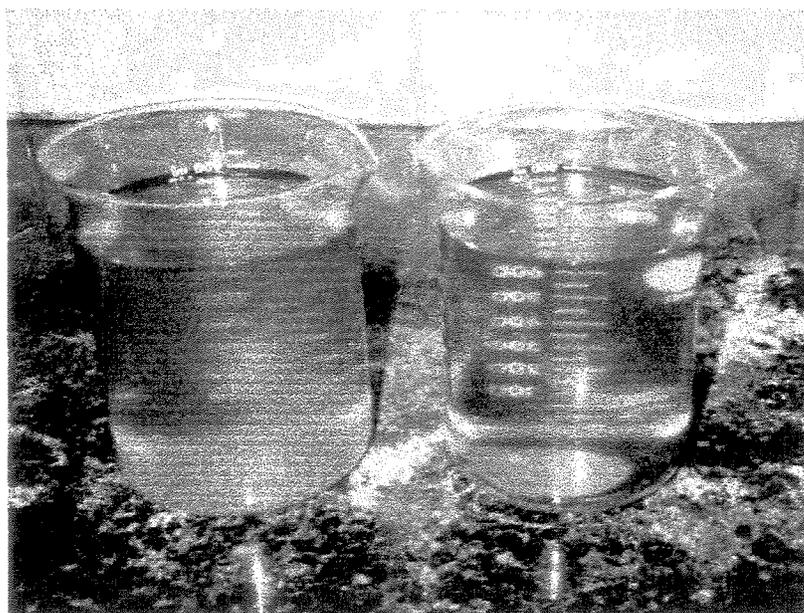


Figura 5.9 – Efluente tratado dos reatores R1 (à esquerda) e R6 no dia 29/8/2001.

5.3.4 – Biomassa nos Reatores

Cabe ressaltar que, no presente trabalho, as análises de SSV foram realizadas seguindo a metodologia proposta por ARBUCKLE & GRIGGS (1982), que considera a presença de CAP no lodo biológico.

A Tabela 5.11 apresenta os valores de SST nos reatores biológicos, na Fase 2 deste trabalho.

Tabela 5.11 – Concentração de SST nos reatores biológicos na Fase 2

DATA	SST NO REATOR (mg/L)					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6
8/9/2001	1.050	1.500	1.900	2.000	2.450	3.200
18/9/2001	993	1.273	1.697	1.690	2.263	3.110
25/9/2001	1.437	1.943	2.120	2.490	2.853	3.990
3/10/2001	1.280	1.553	1.957	2.263	2.733	3.643
<i>Média</i>	<i>1.190</i>	<i>1.567</i>	<i>1.918</i>	<i>2.111</i>	<i>2.575</i>	<i>3.486</i>

Analisando-se os valores da Tabela 5.11, percebe-se que quanto maior a concentração de CAP no reator biológico maior o valor médio de SST. Isso era esperado, obviamente, pois o CAP é uma massa adicionada ao lodo biológico, que permanece em suspensão no interior do reator. O acréscimo de concentração média de SST nos reatores LAB/CAP em comparação com o reator-controle variou de 31,68% em R2 até 192,94% em R6.

Esse acréscimo de material em suspensão no interior do reator biológico implica em um maior custo operacional no sistema LAB/CAP, uma vez que, mantendo-se a mesma idade do lodo, haveria necessidade do descarte de uma massa maior de lodo.

A Tabela 5.12 apresenta os valores de SSV nos reatores biológicos, na Fase 2 deste trabalho.

Analisando-se a Tabela 5.12 pode-se concluir que a concentração de biomassa, expressa pelo parâmetro SSV, nos reatores LAB/CAP foi maior do que a do reator-controle, com diferença média variando de 15,46% em R2 a 43,11% em R5. Com exceção do reator seis, em que ocorreu um problema com uma das análises, as médias de concentração de biomassa foram crescentes com o aumento da dosagem de CAP. Trata-se de uma conclusão muito importante, pois todos os reatores receberam o mesmo efluente bruto e estiveram submetidos às mesmas condições

operacionais. Uma maior concentração de biomassa no reator biológico pode significar maior eficiência de biodegradação e maior estabilidade ao sistema de tratamento.

Tabela 5.12 – Concentração de SSV nos reatores biológicos na Fase 2, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982)

DATA	SSV NO REATOR (mg/L)					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6
8/9/2001	950	1.123	1.290	1.177	1.457	1.370
18/9/2001	883	990	1.039	1.031	1.241	1.297
25/9/2001	1.283	1.595	1.561	1.734	1.734	*
3/10/2001	1.150	1.220	1.345	1.389	1.676	1.769
<i>Média</i>	<i>1.067</i>	<i>1.232</i>	<i>1.309</i>	<i>1.333</i>	<i>1.527</i>	<i>1.479</i>

* Resultado não obtido devido a problemas na análise

Dos resultados, observa-se ainda que não houve grande variação na concentração de SSV em cada reator, apesar da grande oscilação na concentração de matéria orgânica do efluente bruto. Isso indica que os reatores estavam operando em uma condição de equilíbrio.

5.3.5 – Surfactantes

No dia 19/9/2001 foi analisado o parâmetro surfactantes no efluente bruto e no efluente tratado dos seis reatores. Apesar da indiscutível presença de surfactantes nos despejos de indústrias de beneficiamento têxtil, em todas as amostras foi encontrado resultado inferior ao limite de detecção do método, que é de 0,01 mg MBAS/L. Seguramente, esses resultados se devem ao método de análise empregado, colorimétrico (APHA; AWWA; WEF, 1995 – Método

5540 C), que sofre muitas interferências de substâncias presentes nos efluentes têxteis.

De qualquer modo, a presença de espuma no interior dos reatores biológicos e no efluente final, que é característica do tratamento de efluentes têxteis e deve-se ao uso intensivo de detergentes no processo industrial, foi avaliada visualmente. Verificou-se que nos reatores LAB/CAP houve menor formação de espuma do que no reator LAB, conforme mostra a Figura 5.10. Agitando-se o efluente tratado, percebeu-se maior formação de espuma no despejo oriundo do reator-controle. ADAMS (1973), BETTENS (1979), SUBLETTE et al.(1982) e Ng (1987) também reportaram que a adição de CAP ao sistema de lodos ativados reduziu a presença de espuma no tanque de aeração.

Além do problema estético, a presença de espuma no reator pode reduzir a transferência de oxigênio do sistema de aeração.



Figura 5.10 – Presença de espuma nos reatores biológicos (da esquerda para a direita reatores R1 a R6)

5.3.6 – Temperatura, pH e OD

Os valores de pH e de temperatura no interior dos reatores indicaram condições apropriadas para o tratamento biológico.

A Tabela A.3, que consta do Anexo, apresenta os valores de pH nos reatores na Fase 2 deste trabalho.

Analisando-se a Tabela A.3 verifica-se que os valores de pH nos reatores variaram muito pouco ao longo do tempo. Ressalta-se que todos os reatores eram alimentados com efluente com valor de pH entre 6,50 e $7,50 \pm 0,10$.

Embora o valor do pH não tenha variado muito no efluente bruto, os reatores LAB/CAP mostraram maior estabilidade. Isso foi especialmente verificado nos dias 4 e 5/10/2001, quando, provavelmente devido a um equívoco na neutralização, o valor de pH do efluente bruto caiu sensivelmente. Observou-se que o valor do pH no reator-controle caiu bem mais do que o valor nos reatores LAB/CAP. No reator R1 o valor diminuiu de 8,10 no dia 3/10/2001 para 5,95 no dia 5/10/2001. Já no reator R6 o valor do pH caiu de 8,13 para 6,71.

Essa maior estabilidade pode ser uma propriedade muito importante do sistema LAB/CAP, pois pode evitar danos à biomassa quando do tratamento de despejos com variação significativa de pH.

A Tabela 5.13 apresenta as estatísticas descritivas dos valores de temperatura nos reatores na Fase 2 deste trabalho. Os valores brutos encontram-se na Tabela A.4, no Anexo.

Tabela 5.13 – Estatísticas descritivas dos valores de temperatura no interior dos reatores na Fase 2

ESTATÍSTICAS	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Número de observações	42	42	42	42	42	42
Valor máximo (°C)	26,5	26,0	26,0	26,5	26,0	26,0
Valor mínimo (°C)	18,0	18,0	18,5	19,0	18,0	18,0
Média (°C)	22,7	22,7	22,8	23,0	22,8	22,5
Desvio-padrão (°C)	1,95	1,91	1,84	1,81	1,82	1,90
Erro-padrão da média (°C)	0,30	0,29	0,28	0,28	0,28	0,29
Coefficiente de variação (%)	8,61	8,41	8,07	7,84	7,99	8,47
Intervalos de confiança - 95% (°C)	± 0,6	± 0,6	± 0,6	± 0,6	± 0,6	± 0,6

Com relação à Tabela 5.13, pode-se constatar que os valores de temperatura estiveram muito próximos entre si. A maior diferença entre os valores médios foi de 0,5 °C. Consequentemente, pode-se assegurar que todos os reatores operaram nas mesmas condições de temperatura.

Os valores de OD no interior dos reatores indicaram condições apropriadas para o desenvolvimento e manutenção da biomassa. Nas leituras feitas logo após a operação de enchimento, o valor médio de OD variou de 1,7 a 2,8 mg/L. Nas leituras feitas ao final da operação de reação, quando a maior parte da matéria orgânica já havia sido degradada, o valor médio de OD variou de 6,8 a 7,2 mg/L.

5.3.7 – Escolha da dosagem de CAP para a Fase 3

Com base nos resultados obtidos na Fase 2 do presente trabalho, optou-se por utilizar na Fase 3 uma concentração de CAP de 1.000 mg/L. Portanto, apenas os reatores R1 e R5 funcionaram na terceira fase.

Muito embora os resultados da Fase 2 tenham mostrado, geralmente, maior eficiência do reator R6 (2.000 mg CAP/L), a escolha da concentração de 1.000 mg/L deveu-se principalmente ao fator custo, já que trata-se da metade da massa de CAP adicionada ao sistema biológico.

5.4 – FASE 3

A Fase 3 consistiu na operação de dois reatores, um sem CAP e outro com 1.000 mg de CAP/L, em três ciclos diários de 8, 4 e 12 horas. Ressalta-se que foi utilizado o reator R5 nas condições existentes no término da Fase 2.

5.4.1 – Perda de CAP

Na Fase 3 a perda de CAP no sistema foi avaliada da mesma maneira que na Fase 2.

A Tabela 5.14 apresenta os valores de sólidos em suspensão totais no efluente tratado dos reatores, na Fase 3.

Os valores apresentados na Tabela 5.14 indicam que ocorreu pequena perda de sólidos nos reatores biológicos.

Tabela 5.14 – Concentração de SST no efluente tratado na Fase 3

DATA	SST (mg/L)	
	R1	R5
12/10/2001	8	18
16/10/2001	18	30
20/10/2001	22	26
10/11/2001	6	6
<i>Média</i>	<i>14</i>	<i>20</i>

Os valores de sólidos sedimentáveis no efluente final comprovaram a baixa perda de sólidos. Em todas as análises, feitas nos dias 20/10, 27/10, 3/11 e 10/11/2001, foram obtidos valores abaixo do limite de detecção do método (0,1 mL/L), para os dois reatores. Portanto, os valores de sólidos sedimentáveis no efluente tratado dos dois reatores atenderam ao padrão de emissão estabelecido na legislação ambiental do Estado de São Paulo e na legislação federal, que é de no máximo 1,0 mL/L (SÃO PAULO, 1976; BRASIL, 1986).

A Tabela 5.15 apresenta os valores da concentração de CAP no interior dos reatores biológicos.

Dos resultados da Tabela 5.15 pode-se concluir que o valor da concentração de CAP no reator R5 apresentou pequena variação, sem tendência de queda, o que indica que a perda de CAP poderia estar chegando ao equilíbrio. A redução média na concentração de CAP no reator R5, desde o início da Fase 2 (1.000 mg CAP/L), foi de 23,4%.

Considerando os valores médios de SST expressos na Tabela 5.14 e admitindo que as relações entre as concentrações de SST, SSV e CAP no lodo biológico são as mesmas no efluente

tratado, verifica-se que a concentração média de SSV no efluente tratado seria de 12 mg/L em R1 e de 14 mg/L em R5; e a concentração média de CAP seria de 6 mg/L no efluente tratado do reator R5.

Tabela 5.15 – Concentração de CAP no reator R5 na Fase 3, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982)

DATA	CAP (mg/L)
	R5
12/10/2001	786
16/10/2001	704
20/10/2001	848
3/11/2001	740
10/11/2001	751
<i>Média</i>	766
<i>Perda média em relação à concentração inicial teórica – 1.000 mg/L (%)</i>	23,4

Portanto, pelo exposto, conclui-se que a perda de CAP foi baixa na Fase 3. A justificativa para a baixa perda de CAP é o fato de que o carvão incorpora-se aos flocos de lodo biológico e é separado da fase líquida na operação de sedimentação. As Figuras 5.11 e 5.12 mostram fotografias do exame microscópico do lodo biológico dos reatores R1 e R5, respectivamente. Na Figura 5.12 percebe-se claramente o quanto o CAP ficou incorporado aos flocos biológicos no sistema LAB/CAP.

Com base na concentração média de SSV no efluente tratado, na concentração média de SSV nos reatores e no volume de lodo biológico descartado diariamente (200 mL de segunda a

sábado, ou seja, 171 mL/dia), calculou-se a idade do lodo (desconsiderando-se a concentração de SSV no efluente bruto). Os valores constam da Tabela 5.16.

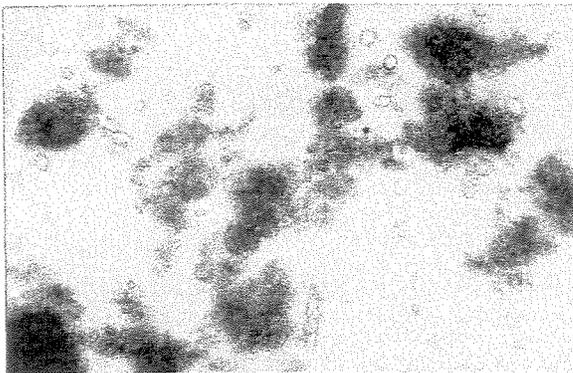


Figura 5.11 – Lodo biológico no reator R1 – sem CAP (70 X)

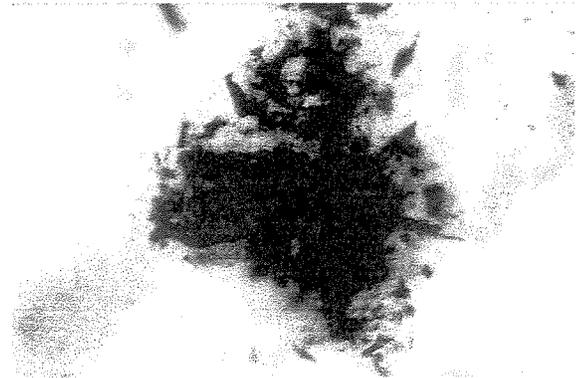


Figura 5.12 – Lodo biológico no reator R5 – com CAP (100 X)

Tabela 5.16 – Idade do lodo nos reatores na Fase 3

VALORES MÉDIOS	R1	R5
SSV reator (mg/L)	1.545	2.142
Massa de SSV no reator (mg)	6.180	8.568
Massa de SSV descartada diariamente do reator (mg)	264	366
SSV efluente tratado (mg/L)	12	14
Massa de SSV no efluente tratado retirada diariamente (mg)	24	28
Idade do lodo (dia)	21,5	21,7

Os valores de SSV nos reatores são apresentados no item 5.4.4. Os valores da Tabela 5.16 mostram que na Fase 3 deste trabalho a idade do lodo foi de 21,5 dias para R1 e de 21,7 dias para R5. Tais valores caracterizam uma operação na faixa de aeração prolongada (METCALF & EDDY Inc., 1991).

5.4.2 – Remoção de Matéria Orgânica

A remoção de matéria orgânica do efluente industrial no reator-controle e no reator LAB/CAP foi avaliada através da determinação do parâmetro carbono orgânico dissolvido para os ciclos de quatro e de oito horas. A Figura 5.13 apresenta os resultados de eficiência de remoção de COD obtidos. A Tabela A.6, no Anexo, apresenta todos os valores de COD obtidos.

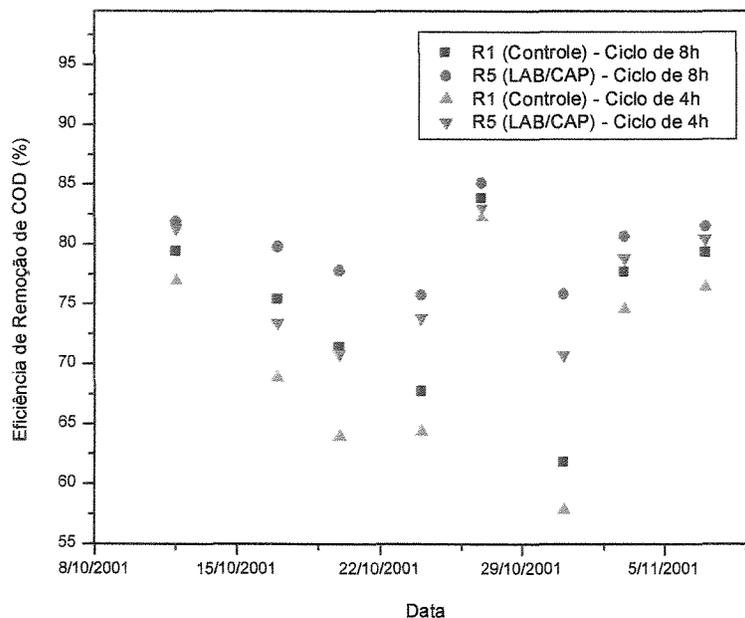


Figura 5.13 – Eficiência de remoção de COD na Fase 3

A Tabela 5.17 apresenta estatísticas descritivas da eficiência de remoção de COD na Fase 3. A Tabela 5.18 apresenta os valores de COD no efluente bruto e tratado, para os ciclos de 8 e de 4 horas.

Tabela 5.17 – Estatísticas descritivas dos valores de eficiência de remoção de COD na Fase 3

ESTATÍSTICAS	CICLO 8 h		CICLO 4 h	
	R1	R5	R1	R5
Número de observações	8	8	8	8
Valor máximo (%)	83,88	85,13	82,27	83,05
Valor mínimo (%)	61,86	75,79	57,88	70,78
Média (%)	74,61	79,81	70,66	76,57

Tabela 5.18 – Valores de COD no efluente bruto e tratado na Fase 3

DATA	COD (mg/L)				
	BRUTO	CICLO 8h		CICLO 4 h	
		R1	R5	R1	R5
12/10/01	70,20	14,43	12,73	16,17	13,11
17/10/01	118,90	29,19	24,03	37,04	31,58
20/10/01	179,20	51,27	39,75	64,61	52,18
24/10/01	149,60	48,21	36,22	53,28	39,14
27/10/01	170,7	27,52	25,38	30,27	28,94
31/10/01	104,5	39,86	25,2	44,02	30,53
03/11/01	96,95	21,6	18,73	24,64	20,52
07/11/01	109,5	22,63	20,26	25,85	21,43

Analisando-se a Figura 5.13 e a Tabela 5.18 percebe-se que em todas as observações, tanto para o reator-controle como para o reator LAB/CAP, a eficiência de remoção de COD no ciclo de oito horas foi maior do que no ciclo de quatro horas, como era esperado. Com base nos resultados apresentados na Tabela 5.17, verifica-se que essa diferença média de eficiência foi muito pequena, variando de 3,24% em R5 a 3,95% em R1.

A Figura 5.13 e a Tabela 5.18 indicam que, em todas as observações, tanto para o ciclo de quatro como para o ciclo de oito horas, a eficiência do reator LAB/CAP foi maior do que a eficiência do reator LAB. Com base nos resultados apresentados na Tabela 5.17, essa diferença média de eficiência foi de 5,20% no ciclo de oito horas e de 5,91% no ciclo de quatro horas.

A Figura 5.13 e a Tabela 5.18 demonstram que em cinco das oito observações o valor da eficiência de remoção de COD no sistema LAB/CAP, ciclo de quatro horas, foi maior do que o valor no sistema LAB, ciclo de oito horas. Analisando-se a Tabela 5.17, percebe-se que a média de eficiência de R5 – 4 h foi superior à média de eficiência de R1 – 8 h em 1,96%. Esse resultado é importante, pois pode significar que o sistema LAB/CAP permite obter a mesma eficiência de remoção de matéria orgânica que o sistema convencional em um ciclo de menor duração e, conseqüentemente, em um reator de menor volume. Obviamente, mais estudos precisam ser feitos, pois a diferença entre a eficiência do reator-controle para os ciclos de quatro e de oito horas foi muito pequena.

5.4.3 – Redução de Cor

Na Fase 3 a eficiência de redução de cor dos dois sistemas de tratamento estudados foi avaliada através dos valores do parâmetro no efluente tratado.

A Figura 5.14 apresenta os valores de cor no efluente tratado. A Tabela 5.19 apresenta estatísticas descritivas dos referidos valores.

A Tabela A.6, no Anexo, apresenta todos os valores de cor obtidos na Fase 3.

Analisando-se a Figura 5.14, percebe-se que em várias observações os valores de cor no efluente tratado, nos dois reatores, foram maiores para o ciclo de oito horas do que para o ciclo de quatro horas. Como já mencionado anteriormente, esse resultado deve-se ao fato de que no sistema LAB a cada nova batelada permanece no reator uma parcela da batelada anterior.

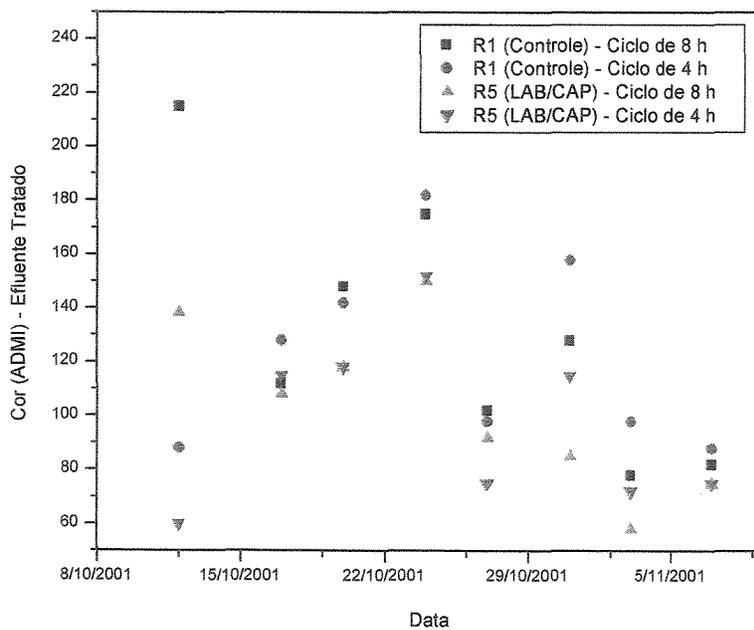


Figura 5.14 – Cor no efluente tratado na Fase 3.

Tabela 5.19 – Estatísticas descritivas dos valores de cor no efluente tratado na Fase 3

ESTATÍSTICAS	CICLO 8 h		CICLO 4 h	
	R1	R5	R1	R5
Número de observações	8	8	8	8
Valor máximo (ADMI)	215	150	182	152
Valor mínimo (ADMI)	78	58	88	60
Média (ADMI)	130	103	123	98

Os despejos tratados no reator LAB/CAP apresentaram, em todas as observações, valor de cor menor do que aqueles tratados no sistema LAB, tanto para o ciclo de quatro como para o ciclo de oito horas. Da Tabela 5.19 verifica-se que a média do valor de cor no efluente tratado em R5 foi menor do que em R1, diferença de 20,33% no ciclo de quatro horas e de 20,77% no ciclo de oito horas.

5.4.4 – Biomassa nos Reatores

A Tabela 5.20 apresenta os valores de SST nos reatores biológicos, na Fase 3 deste trabalho.

Analisando-se os valores da Tabela 5.20, percebe-se que o valor de SST no reator LAB/CAP foi muito maior do que no reator controle. O valor médio no reator R5 foi 83,76% maior do que em R1. Tal resultado já foi constatado na Fase 2 e é característico do referido sistema de tratamento.

Tabela 5.20 – Concentração de SST nos reatores biológicos na Fase 3

DATA	SST (mg/L)	
	R1	R5
12/10/2001	1.090	2.567
16/10/2001	1.210	2.617
20/10/2001	1.747	3.237
3/11/2001	2.117	3.460
10/11/2001	2.270	3.617
<i>Média</i>	<i>1.687</i>	<i>3.100</i>

A Tabela 5.21 apresenta os valores de SSV nos reatores biológicos.

Tabela 5.21 – Concentração de SSV nos reatores biológicos na Fase 3, determinada segundo ARBUCKLE & GRIGGS (1982)

DATA	SSV (mg/L)	
	R1	R5
12/10/2001	977	1.630
16/10/2001	1.100	1.736
20/10/2001	1.570	2.162
3/11/2001	1.960	2.522
10/11/2001	2.117	2.659
<i>Média</i>	<i>1.545</i>	<i>2.142</i>

Analisando-se a Tabela 5.21 pode-se concluir que a concentração de biomassa, expressa pelo parâmetro SSV, no reator LAB/CAP foi muito maior do que no reator-controle. A diferença das médias foi de 38,64%. Esse resultado, que já havia sido verificado na Fase 2, é muito interessante, pois os dois reatores receberam o mesmo efluente bruto e estiveram submetidos às mesmas condições operacionais.

Essa maior concentração de biomassa no reator biológico pode explicar a maior eficiência de biodegradação e maior estabilidade do sistema de tratamento LAB/CAP.

Os valores da Tabela 5.21 indicam um crescimento da concentração de SSV nos dois reatores ao longo da Fase 3, que pode ser verificado na Figura 5.15.

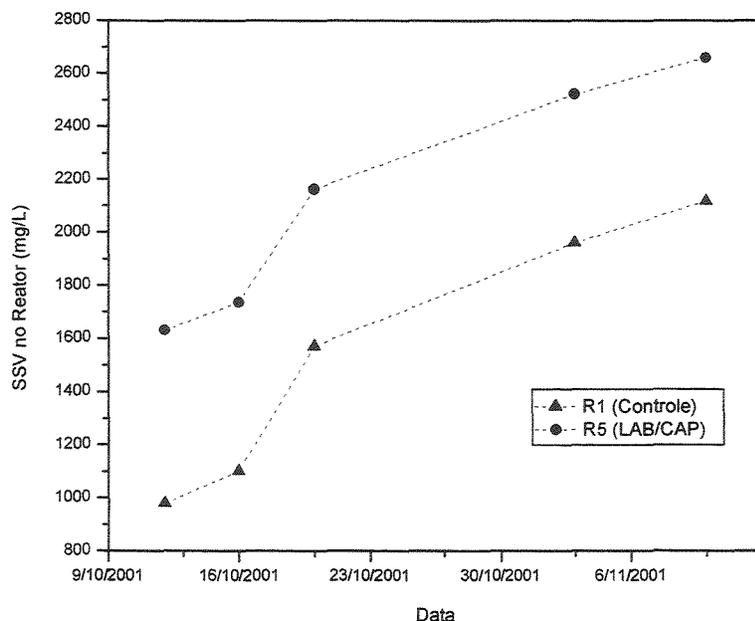


Figura 5.15 – Concentração de SSV nos reatores na Fase 3

O motivo dessa variação é o fato de que na Fase 3 os reatores passaram a tratar um volume de efluente bruto três vezes superior aquele da Fase 2. Como a Fase 3 do trabalho iniciou logo em seguida à fase anterior, os reatores operaram fora da condição de equilíbrio.

A Figura 5.15 mostra também que o crescimento da biomassa ao longo do tempo foi praticamente o mesmo nos dois reatores.

5.4.5 – Toxicidade

A toxicidade dos efluentes tratados dos dois reatores foi avaliada através de teste de toxicidade aguda Sistema Microtox, com cultura de *Vibrio fischeri*. Foram analisadas apenas duas amostras de efluente tratado, uma de cada reator, coletadas no dia 12/11/2001. A proporção máxima da amostra testada foi de 81,9%.

Os resultados indicaram que as duas amostras não eram tóxicas. Por falta de recursos financeiros não foram realizados mais testes de toxicidade.

5.4.6 – Nitrificação

Para avaliar o grau de nitrificação dos efluentes tratados foram realizadas análises do parâmetro nitrogênio amoniacal, cujos resultados são apresentados na Tabela 5.22.

Analisando-se a Tabela 5.22, verifica-se que, em todas as três análises realizadas, o valor da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente tratado do reator R5 foi inferior ao valor do reator R1. A diferença média foi de 32,14%. Constatação semelhante foi obtida por BETTENS (1979) e SPECCHIA & GIANETTO (1984), tratando efluente têxtil, e por Ng et al. (1987), tratando efluente de refinaria de petróleo.

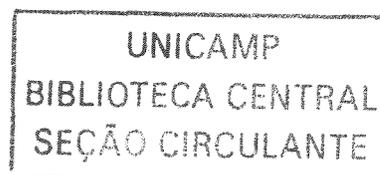


Tabela 5.22 – Valores de nitrogênio amoniacal no efluente tratado na Fase 3

DATA	NITROGÊNIO AMONICAL (mg N-NH ₃ /L)	
	R1	R5
24/10/2001	0,34	0,20
31/10/2001	0,23	0,16
7/11/2001	0,26	0,22
<i>Média</i>	<i>0,28</i>	<i>0,19</i>

Portanto, pode-se concluir que, para as condições estudadas, o sistema LAB/CAP apresentou maior grau de nitrificação do efluente industrial do que o sistema convencional. Tal conclusão é muito importante, pois para alguns efluentes industriais o sistema de lodos ativados permite uma grande remoção de matéria orgânica, mas apresenta inibição do processo de nitrificação. O sistema LAB/CAP poderia ser uma opção para tais casos.

Os exames microscópicos realizados na Fase 3 indicaram uma grande presença do microrganismo *Aspidisca costata* (protozoário ciliado livre) no lodo biológico do reator LAB/CAP. Tal protozoário não foi verificado no lodo do reator-controle. Segundo CETESB (1989), o referido microrganismo é um indicador de nitrificação no sistema de lodos ativados.

Os valores obtidos indicam que os dois reatores atenderam ao padrão legal estabelecido na legislação ambiental federal, que é de 5,0 mg N-NH₃/L (BRASIL, 1986). Isso era esperado, visto que o efluente têxtil possui alcalinidade suficiente e não inibe usualmente o processo de nitrificação. Além disso, os reatores operaram com idade do lodo superior a 20 dias.

5.4.7 – Exames Microscópicos

Na Fase 3 o lodo biológico dos dois reatores foi examinado em microscópio óptico. Nos quatro exames realizados (13/10, 20/10, 29/10 e 2/11/2001) as características gerais dos dois lodos se mostraram distintas. O lodo oriundo do reator LAB apresentou características compatíveis com um sistema que opera na faixa de aeração prolongada, com predominância de protozoários ciliados pedunculados e rotíferos, e pouca presença de protozoários ciliados livres. Já o lodo do reator LAB/CAP apresentou características de um lodo mais jovem, com boa presença de pedunculados e rotíferos, mas com predominância de ciliados livres. Não foi constatada presença significativa de microrganismos filamentosos.

Estudos microbiológicos precisam ser realizados com o objetivo de encontrar o porquê dessa diferença entre o lodo biológico dos dois reatores, que receberam o mesmo despejo e que operaram com idades do lodo muito próximas.

É importante ressaltar que no sistema LAB/CAP a biomassa não encontra-se somente em suspensão, mas também fixa às partículas de CAP. As Figuras 5.16 e 5.17 mostram imagens do lodo biológico do reator R5 obtidas em MEV, destacando a presença de bactérias fixas nos poros do CAP.

5.4.8 - Temperatura, pH e OD

Os valores de pH e de temperatura no interior dos reatores indicaram condições apropriadas para o tratamento biológico. A Tabela A.7, no Anexo, apresenta os valores de pH no interior dos reatores, na Fase 3.

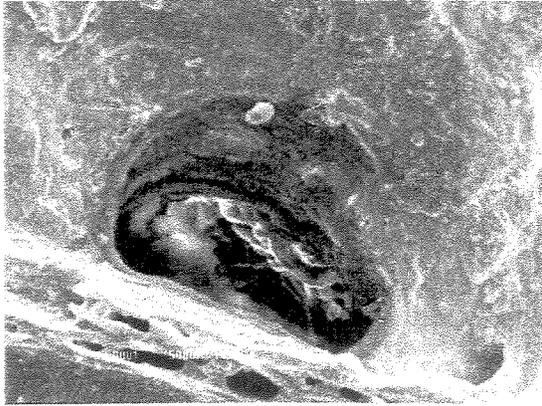


Figura 5.16 – Imagem do lodo biológico do reator LAB/CAP em MEV (5.000 X) – em detalhe bactérias fixas no CAP

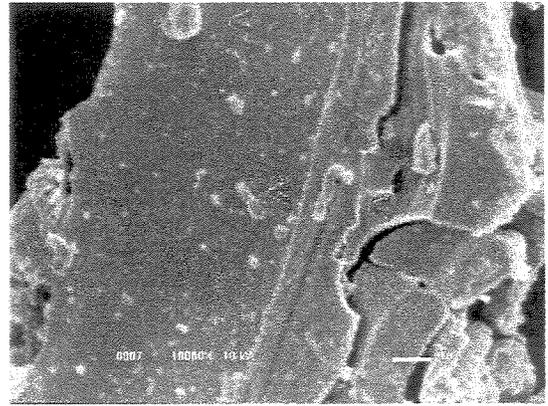


Figura 5.17 – Imagem do lodo biológico do reator LAB/CAP em MEV (10.000 X) – em detalhe bactérias fixas no CAP

Analisando-se a Tabela A.7 verifica-se que os valores de pH nos reatores variaram muito pouco ao longo do tempo. Ressalta-se que os reatores eram alimentados com efluente com valor de pH entre 6,50 e $7,50 \pm 0,10$. Os valores de pH nos dois reatores foram praticamente iguais.

A Tabela 5.23 apresenta as estatísticas descritivas dos valores de temperatura no interior dos reatores. Os valores brutos encontram-se na Tabela A.8, no Anexo.

Tabela 5.23 – Estatísticas descritivas dos valores de temperatura nos reatores na Fase 3

ESTATÍSTICAS	TEMPERATURA (°C)	
	R1	R5
Número de observações	18	18
Valor máximo	30,7	30,4
Valor mínimo	21,5	21,4
Média	26,6	26,4
Desvio-padrão	2,7	2,6
Erro-padrão da média	0,6	0,6
Coefficiente de variação (%)	10,01	9,94
Intervalos de confiança - 95%	± 1,3	± 1,2

Na Tabela 5.23 pode-se constatar que os valores de temperatura estiveram muito próximos nos dois reatores. A diferença entre os valores médios foi de 0,2 °C. Consequentemente, pode-se considerar que os dois reatores operaram sob as mesmas condições de temperatura.

Os valores de OD no interior dos reatores indicaram condições apropriadas para o desenvolvimento e manutenção da biomassa. Nas leituras feitas ao final da operação de reação do ciclo de quatro horas o valor médio de OD variou de 2,46 a 6,41 mg/L em R1 e de 2,16 a 8,47 mg/L em R5.

5.4.9 – Comparação entre a Fase 2 e a Fase 3

A Tabela 5.24 apresenta comparação entre os valores médios dos parâmetros de controle

nos reatores R1 e R5, nas Fases 2 e 3 do presente trabalho.

Tabela 5.24 – Comparação entre os valores médios obtidos nos reatores R1 e R5 nas Fases 2 e 3

PARÂMETRO	FASE 3					
	FASE 2		CICLO 8 h		CICLO 4 h	
	R1	R5	R1	R5	R1	R5
COD no efluente bruto (mg/L)	207,08		124,94			
COD no efluente tratado (mg/L)	39,08	31,35	31,84	25,29	36,99	29,68
Eficiência de remoção de COD (%)	76,19	81,13	74,61	79,81	70,66	76,57
Cor no efluente bruto (ADMI)	216		143			
Cor no efluente tratado (ADMI)	193	133	130	103	123	98
SSV no reator (mg/L)	1.067	1.527	1.545	2.142	1.545	2.142
CAP no reator (mg/L)	-	870	-	766	-	766
SST no efluente tratado (mg/L)	13	8	14	20	14	20
Temperatura no reator (° C)	22,7	22,8	26,6	26,4	26,6	26,4
Idade do lodo (dia)	20,7	22,5	21,5	21,7	21,5	21,7
pH no reator	8,12	8,20	7,50	7,53 3	7,50 2	7,53

Analisando-se os dados que constam da Tabela 5.24, pode-se fazer as seguintes considerações.

Os valores de COD e de cor no efluente bruto foram menores durante a Fase 3 do que durante a Fase 2. Provavelmente, isso deveu-se a variações ocorridas no processo produtivo da

indústria.

A eficiência de remoção de COD nos reatores R1 e R5 na Fase 2 (ciclos de 24 horas) foi maior, porém muito próxima da eficiência dos mesmos reatores com ciclos de oito horas na Fase 3. A diferença foi de 1,58% em R1 e de 1,32% em R5. Isso demonstra que, para as condições estudadas, um aumento de três vezes na capacidade de tratamento não significou queda apreciável na eficiência de remoção de matéria orgânica. Resultados semelhantes foram obtidos por CARNEIRO et al. (1999).

Na Fase 3 o efluente tratado dos dois reatores apresentou valores menores de cor do que na Fase 2. Não é possível concluir que ocorreu maior remoção de cor na Fase 3, visto que nesta o valor do parâmetro no efluente bruto também foi menor.

A concentração média de CAP no reator R5 na Fase 3 foi 11,95% menor do que a concentração no mesmo reator na Fase 2, o que indica que, no período, houve perda de carvão através do efluente tratado.

Na Fase 2 a perda de SST no efluente tratado foi menor do que na Fase 3, devido, provavelmente, ao fato de que nesta fase a operação de sedimentação durou uma hora e de que os sistemas operaram com volume de enchimento três vezes superior ao da Fase 2. Além disso, na Fase 3 a massa de sólidos no interior dos reatores foi muito superior.

Os valores da idade do lodo foram praticamente iguais nas duas fases.

Os valores de temperatura na Fase 3 foram maiores do que na Fase 2, o que é compatível com a época do ano em que as duas fases foram realizadas.

Na Fase 3 os valores de pH nos reatores foram menores do que na Fase 2. Isso deve-se ao fato de que na Fase 3 o volume de efluente bruto (com pH entre 6,50 e 7,50) adicionado diariamente aos reatores foi três vezes superior.

5.5 – FASE 4

A Fase 4 consistiu na aplicação de CAP ao sistema de tratamento de uma indústria situada na região de Jundiaí. O CAP foi adicionado no tanque de aeração do sistema LAB até atingir a concentração de 1.000 mg/L, mesmo valor utilizado em escala de bancada, no reator R5.

A aplicação de carvão começou em 27/9/2001 e foi até 11/10/2001. Antes da adição do CAP foram realizadas análises laboratoriais no efluente tratado, a fim de verificar a presença de sólidos. A Tabela 5.25 apresenta os resultados das análises de SST e de sólidos sedimentáveis no efluente tratado.

Tabela 5.25 – Resultados das análises de SST e de sólidos sedimentáveis no efluente tratado na Fase 4

DATA	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (mL/L)	SST (mg/L)
26/7/2001	< 0,1	34
30/8/2001	< 0,1	48
27/9/2001*	< 0,1	29
25/10/2001*	< 0,1	30

* Após o início da aplicação do CAP

A Tabela 5.25 indica que a adição de carvão não aumentou o valor de SST no efluente final, o que significa que houve boa incorporação do CAP ao lodo biológico.

Portanto, na Fase 4, apesar de não ter sido avaliada a eficiência do processo em termos

de remoção de COD e de cor, ficaram comprovadas a facilidade da adição de CAP ao sistema LAB e a baixa perda de sólidos no efluente tratado em um sistema em escala real.

5.6 – CUSTO

Seguramente, o sistema LAB/CAP tem um custo operacional superior ao sistema LAB. O custo de implantação é muito baixo, pois não há a necessidade de construção ou instalação de nenhuma nova unidade no sistema de tratamento. Como exemplo, na Fase 4 deste trabalho, a passagem do sistema LAB para o sistema LAB/CAP em uma indústria têxtil com vazão de despejos de cerca de 150 m³/dia teve um custo de implantação de apenas R\$ 255,00 (valor de setembro de 2001), que foi o custo da compra dos 150 kg de CAP necessários.

O custo operacional do sistema LAB/CAP, no que se refere ao valor do CAP, também é baixo, pois o carvão é adicionado ao reator somente para repor as perdas com o descarte do lodo biológico. No presente trabalho, o custo de operação máximo com a adição de CAP foi de 0,14 US\$/m³ tratado (valor de julho de 2001), para o reator R6 (2.000 mg CAP/L), na Fase 2. Para a Fase 3 do trabalho, em que a capacidade de tratamento triplicou e a concentração de CAP utilizada foi de 1.000 mg/L, o custo operacional foi de 0,03 US\$/m³ tratado (valor de julho de 2001).

Todavia, como a adição de CAP (nas dosagens usualmente necessárias) aumenta sobremaneira a massa de sólidos no reator biológico, o custo da desidratação e da disposição final do lodo biológico é maior no sistema LAB/CAP do que no sistema convencional. O valor desse aumento de custo não foi determinado no presente trabalho. Cabe ressaltar que para o levantamento desses custos é preciso avaliar a desidratabilidade do lodo com CAP e verificar a possibilidade de operar-se o sistema LAB/CAP com idades do lodo elevadas. Um trabalho de pesquisa em andamento no Departamento de Saneamento e Ambiente, da FEC/UNICAMP, tem como um de seus objetivos avaliar a desidratabilidade do lodo de sistema LAB/CAP.

Embora o custo total do tratamento do efluente têxtil pelo sistema LAB/CAP não tenha

sido determinado, apresenta-se a seguir custos do tratamento de efluentes têxteis ou similares, para efeito de comparação com os valores obtidos neste trabalho.

CETESB (1993) apresentou os custos operacionais do tratamento biológico dos efluentes de nove indústrias têxteis localizadas no Brasil, com vazões variando de 4,17 a 750 m³/h. Todas utilizavam o sistema de lodos ativados com aeração prolongada. Os custos operacionais variaram de 0,09 a 0,48 US\$/m³ tratado (valores de 1993).

CETESB (1993) apresentou os seguintes custos operacionais (por m³/tratado, valores de 1993) de tratamentos para redução de cor de efluentes têxteis: i) adsorção em carvão ativado granular – 0,90 US\$; ii) oxidação com hipoclorito de sódio – 0,20 a 0,35 US\$; iii) oxidação com reagente de Fenton – 0,38 US\$; iv) precipitação química – 0,26 US\$.

TOZER (1994) avaliou, em escala de bancada, processos de tratamento para remoção de cor do efluente de uma indústria de tingimento de papéis. O autor obteve um custo de operação entre 0,04 e 0,08 US\$/m³ tratado (valores de 1993) para o processo de oxidação química com hipoclorito de sódio; e entre 0,04 e 0,18 US\$/m³ tratado (valores de 1993) para a oxidação com ozônio (somente custo com energia elétrica).

KAO et al. (2001) realizou levantamento dos custos operacionais do tratamento dos efluentes gerados em dez indústrias têxteis situadas em Taiwan. Três indústrias, com vazões entre 415 e 3.500 m³/dia, utilizavam tratamento biológico por sistema de lodos ativados seguido de tratamento por precipitação química. O custo operacional desses sistemas variou de 0,30 a 0,50 US\$/m³ tratado (valores de 2000).

Sete indústrias, com vazões entre 1.200 e 11.000 m³/dia, utilizavam a mesma seqüência de tratamento das outras três empresas, com o acréscimo do processo de oxidação química com hipoclorito de sódio. O custo operacional para essas indústrias variou de 0,4 a 1,1 US\$/m³ tratado (valores de 2000).

6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho, de acordo com as condições estudadas, apresentam-se as seguintes conclusões principais.

- Em comparação com o sistema LAB convencional, o sistema LAB/CAP apresentou, em escala de bancada, pequeno aumento na eficiência de remoção da matéria orgânica presente no efluente têxtil estudado. O maior aumento médio de eficiência de remoção de COD foi de 6,56%, no reator com 2.000 mg CAP/L (ciclos de 24 horas).
- O tratamento do efluente industrial em três ciclos diários apresentou eficiência de remoção de COD próxima à eficiência com um ciclo diário. O sistema LAB/CAP – ciclo de quatro horas apresentou eficiência ligeiramente superior ao sistema LAB – ciclo de oito horas. Isso pode ser um indicativo de que a simples adição de CAP a um sistema LAB pode aumentar a capacidade de tratamento deste, o que é especialmente atraente para pequenas e médias indústrias.
- O sistema LAB/CAP apresentou, em escala de bancada, maior eficiência de remoção de cor. O efluente tratado do sistema LAB/CAP apresentou média de cor até 46,63% inferior ao efluente do sistema LAB, no reator com 2.000 mg CAP/L (ciclos de 24 horas). Em termos estatísticos, esse resultado é altamente significativo, i.e., ao nível de significância de 1%. Portanto, o sistema LAB/CAP deve ser colocado como uma das alternativas para redução da cor dos efluentes de indústrias têxteis.
- O sistema LAB/CAP, na operação com um ciclo diário, apresentou maior estabilidade na eficiência de remoção de COD. Considerando a grande variabilidade

dos efluentes têxteis, o sistema LAB/CAP pode ser uma boa alternativa para aumentar a estabilidade do tratamento biológico em pequenas e médias empresas, que geralmente não têm condições de manter uma operação adequada do sistema de lodos ativados.

- Em escala de bancada, a nitrificação do efluente industrial foi maior no sistema LAB/CAP do que no sistema LAB. A concentração média de nitrogênio amoniacal no efluente tratado foi 43,14% menor no sistema com carvão ativado. No lodo biológico do reator LAB/CAP foi constatada intensa presença do protozoário *Aspidisca costata*, que é um indicador de nitrificação.
- Apesar dos dois sistemas terem operado nas mesmas condições, o sistema LAB/CAP apresentou concentração de biomassa muito superior ao sistema LAB. A diferença da concentração média de SSV foi de até 43,11%. Essa maior massa de microrganismos pode ser responsável pela maior eficiência e maior estabilidade do sistema estudado.
- O emprego do sistema estudado em escala real mostrou que a adição de CAP ao LAB é muito simples, sem necessidade de investimento significativo. A adição de CAP ao sistema de tratamento não ocasionou aumento na perda de sólidos no efluente tratado.
- O custo de implantação do sistema LAB/CAP é muito baixo. O custo de operação (referente apenas à adição de CAP) no referido trabalho foi de 0,03 US\$/m³ tratado (três ciclos diários). Novos estudos precisam determinar o aumento do custo de desidratação e de disposição final do lodo biológico no sistema LAB/CAP.
- Com os resultados obtidos neste trabalho pode-se concluir que o sistema LAB/CAP deve ser considerado como uma opção para aprimoramento do tratamento biológico para os efluentes de indústrias têxteis, sendo apropriado para o uso em pequenas e médias empresas.

Considerando a experiência adquirida na realização deste trabalho, pode-se sugerir os seguintes objetivos para estudos futuros:

- Estudar a aplicabilidade do sistema LAB/CAP no tratamento de efluentes oriundos de vários tipos de indústria de beneficiamento têxtil. Do mesmo modo, avaliar o tratamento de despejos gerados em etapas específicas do processamento têxtil, como os banhos de tingimento;
- Avaliar o emprego do processo LAB/CAP no tratamento de efluente têxtil com alta salinidade. As iniciativas de reuso de efluente têxtil tratado nas indústrias implicarão no aumento da salinidade dos despejos, o que afetará o tratamento biológico;
- Efetuar estudo dos parâmetros cinéticos do sistema LAB/CAP;
- Avaliar os mecanismos de ação do sistema LAB/CAP;
- Avaliar o emprego do sistema LAB/CAP no tratamento de efluentes industriais que inibem o processo de nitrificação no sistema de lodos ativados sem CAP;
- Efetuar estudo microbiológico a fim de avaliar as diferenças entre o sistema LAB e o sistema LAB/CAP;
- Avaliar a eficiência do sistema LAB/CAP na redução da toxicidade e da mutagenicidade de efluentes têxteis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL. Carta ABIT 1999: série estatística da cadeia produtiva têxtil e do vestuário, 1999. 48 p.

ADAMS, A. D. Improving activated sludge treatment with powdered activated carbon. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 28., 1973, Lafayette. Proceedings. Purdue University. Ann Arbor Science. p. 1-11.

ANDRADE, R. O. B. de; TACHIZAWA, T.; CARVALHO, A. B. de. Gestão ambiental: enfoque estratégico aplicado ao desenvolvimento sustentável. São Paulo: Makron Books do Brasil, 2000. 206 p. ISBN 853461278-1.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. Baltimore: United Book Press, Inc., 1995. Paginação irregular. ISBN 087553223-3.

ARBUCKLE, W. B.; GRIGGS, A. A. Determination of biomass MLVSS in PACT sludges. Journal WPCF, v. 54, n. 12. Dec. 1982.

ARORA, M. L.; BARTH, E. F.; UMPHRES, M. B. Technology evaluation of sequencing batch reactors. Journal WPCF, v. 57, n. 8, p. 867-875. Aug. 1985.

BABUNA, F. G.; ORHON, D.; ÇOKGÖR, E. U.; INSEL, G.; YAPRAKLI, B. Modelling of activated sludge for textile wastewaters. *Water Science and Technology*, v. 38, n. 4-5, p. 9-17, 1998.

BERTOLETTI, E. Tratabilidade e toxicidade de efluentes industriais. *Revista Engenharia Sanitária*, Rio de Janeiro, v. 28, n.1, p. 38-41, jan./mar. 1989.

BETTENS, L. Powdered activated carbon in an activated aludge unit. *Effluent and Water Treatment Journal*, v. 19, n. 3, p. 129-135, 1979.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente n.º 20, de 18 de junho de 1986. Classifica as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, em nove classes, segundo seus usos preponderantes. CETESB - Legislação federal: controle da poluição ambiental, São Paulo, p. III 24-34, 1993.

BRESAOLA Jr., R.; CANTELLI, D. L. Tratamento de efluentes líquidos de uma indústria têxtil e seu reuso. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Anais. Rio de Janeiro. ABES, 2000. Cap. I-098, p. 1-13. 1 CD.

CARNEIRO, E. V.; LEÃO, M. M. D.; ANDRADE, L. I. F.; MOREIRA, R. V.; OLIVEIRA, A. P. Tratabilidade de efluentes têxteis em reatores de lodos ativados por batelada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro. ABES, 1999. Cap. I-107, p. 538-545. 1 CD.

CARUCCI, A. et al. Treatment of tannery wastewater in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, v.40, n. 1, p. 253-259, 1999.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Compilação de técnicas de prevenção à poluição para a indústria têxtil. São Paulo, 2001. 18 p. (Série Manuais Ambientais).

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. São Paulo, 1990. 7 p. (Série Manuais).

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Microbiologia de lodos ativados. São Paulo, 1989. 22 p. (Série Manuais).

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Tratamento de águas residuárias de indústrias têxteis. Apostila de curso. Jacques André Conchon (Coord.), 1993, São Paulo: CETESB, 1993. 79 p.

CHEN, E. C. Environmental assessment of the canadian textile industry. Environment Canada Report. 1989. 104 p.

DALMACIJA, B.; KARLOVIC, E.; TAMAS, Z.; MISKOVIC, D. Purification of high-salinity wastewater by activated sludge process. Water Research, v. 30, n. 2, p. 295-298, 1996.

ECKENFELDER Jr., W. W. Industrial water pollution control. sec ed. Boston: McGraw-Hill, 1989. 400 p. (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering). ISBN 007018903-X.

ECKENFELDER Jr., W. W. Strategies for toxicity reduction in industrial wastewaters. Water Science and Technology, v. 24, n. 7, p. 185-193, 1991.

ECKENFELDER Jr., W. W.; GRAU, P. (Ed.). Activated sludge process design and control: theory and practice. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc., 1992. 268 p. (Water Quality Management Library, v. 1). ISBN 087762889-0.

ECKENFELDER Jr., W. W. ; MUSTERMAN, J. L. Treatment and pretreatment requirements for industrial wastewater in municipal activated sludge plants. Water Science and Technology, v. 29, n. 9, p. 79-88, 1994.

E. I. Du PONT DE NEMOURS AND COMPANY. Wilmington. David Glenn Hutton & Francis Leonard Robertaccio. Industrial wastewater treatment process (PACT process). U.S. PATENT n. 3,904,518, may 27. 1971.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (United States). Best management practices for pollution prevention in the textile industry. Cincinnati, 1996. 299 p. (Manual).

FLYNN, B. P. A model for the powdered activated carbon – activated sludge treatment system. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 30., 1975, Lafayette. Proceedings. Purdue University. Ann Arbor Science. p. 233-252.

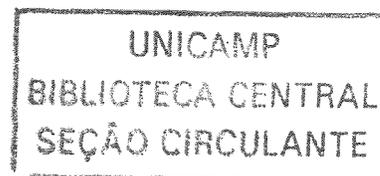
FRACASSO, M. E.; LEONE, R.; BRUNELLO, F.; MONASTRA, C.; TEZZA, F.; STORTI, V. P. Mutagenic activity in wastewater concentrates from dye plants. Mutation Research, v. 298, p. 91-95. 1992

GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; ZAGATTO, P. A.; ARAUJO, R. P de A.; BERTOLETTI, E. Avaliação da toxicidade dos principais despejos industriais da região da ERQ-Suzano, através de ensaios biológicos. Revista DAE, São Paulo, n. 132, p. 42-48, mar. 1983.

GRADY Jr., C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. Biological wastewater treatment. sec ed. New York: Marcel Dekker, Inc., 1999. 1076 p. (Environmental Science and Pollution Control Series). ISBN 082478919-9.

HELMREICH, B.; SCHREFF, D.; WILDERER, P. A. Full scale experiences with small sequencing batch reactor plants in Bavaria. Water Science and Technology, v. 41, n. 1, p. 89-96. 2000.

HOUK, V. S.; The genotoxicity of industrial wastes and effluents. Mutation Research, v. 277, p. 91-138. 1992.



IRVINE, R. L.; WILDERER, P. A.; FLEMMING, H. Controlled unsteady state processes and technologies – an overview. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 1, p. 1-10. 1997.

KAO, C. M.; CHOU, M. S.; FANG, W. L.; LIU, B. W.; HUANG, B. R. Regulating colored textile wastewater by 3/31 wavelength ADMI methods in Taiwan. *Chemosphere*, v. 44, n. 2, p. 1.055-1.063. 2001.

KORNEGAY, A. R.; SELL, C. North Carolina plant solves textile-wastewater problems. *Water Environment and Technology*, v. 2, n. 10, p. 26. Oct. 1990.

LEE, S. E.; SHIN, H. S.; PAIK, B. C. Treatment of Cr(VI) – containing wastewater by addition of powdered activated carbon to the activated sludge process. *Water Research*, v. 23, n. 1, p. 67-72. 1989.

LOURENÇO, N. D.; NOVAIS, J. M.; PINHEIRO, H. M. Reactive textile dye colour removal in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 5-6, p. 321-328. 2000.

MACHADO, P. A. L. *Direito ambiental brasileiro*. 8ª ed. São Paulo: Malheiros Editores, 2000. 971 p. ISBN 857420166-9.

MÁRQUEZ, M. C.; COSTA, C. Biomass concentration in PACT process. *Water Research*, v. 30, n. 9, p. 2079-2085. 1996.

McCURDY, M.W.; BOARDMAN, G. D.; MICHELSEN, D. L.; WOODBY, B. M. Chemical reduction and oxidation combined with biodegradation for the treatment of a textile dye wastewater. In: *INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE*, 46, 1992, Lafayette. Proceedings. Purdue University. Lewis Publishers. p. 229-234.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill, 1991. 1334 p. (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering). ISBN 007100824-1.

MEYER, V. ; CARLSSON, F. H. H. ; OELLERMANN, R. A. Decolourization of textile effluent using a low cost natural adsorbent material. *Water Science and Technology*, v. 26, n. 5-6, p. 1205-1211. 1992.

NARBAITZ, R. M. et al. PACT process for treatment of kraft mill effluent. *Water Science and Technology*, v.35, n.2-3, p. 283-290. 1997.

Ng, A.; STENSTROM, M. K.; MARRS, D. R. Nitrification enhancement in the powdered activated carbon-activated sludge process for the treatment of petroleum refinery wastewaters. *Journal WPCF*, v. 59, n.4, 1987.

OKADA, M.; MORINAGA, H.; NISHIJIMA, W. Activated carbon as a better habitat for water and wastewater treatment microorganisms. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 12, p. 149-154. 2000.

ORSHANSKY, F.; NARKIS, N. Characteristics of organics removal by PACT simultaneous adsorption and biodegradation. *Water Research*, v. 31, n. 3, p. 391-398. 1997.

ROZZI, A.; FICARA, E.; CELLAMARE, C. M.; BORTONE, G. Characterization of textile wastewater and other industrial wastewaters by respirometric and titration biosensors. *Water Science and Technology*, v.40, n.1, p. 161-168. 1999.

SÃO PAULO (Estado). Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto n.º 8.468, de 8 de setembro de 1976. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. CETESB – Legislação estadual: controle da poluição ambiental, São Paulo, p. 8-75, 1993.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução n.º 3, de 22 de fevereiro de 2000. Dispõe sobre a implementação do controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, SP, 23 fev. 2000.

SCHÖNBERGER, H. Pollution Prevention and waste reduction in the textile industry. Apostila do curso Prevenção e Redução da Poluição na Indústria Têxtil, 1999, São Paulo: Escola SENAI Francisco Matarazzo, 1999. 30 p.

SHAUL, G. M.; BARNETT, M. W.; NEIHEISEL, T. W.; DOSTAL, K. A. Activated sludge with powdered activated carbon treatment of dyes and pigments processing wastewater. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 38, 1983, Lafayette. Proceedings. Purdue University. Butterworth Publishers. P. 659-671.

SPECCHIA, V.; GIANETTO, A. Powdered activated carbon in na activated sludge treatment plant. Water Research, v. 18, n. 2, p. 133-137. 1984.

SUBLETTE, K. L.; SNIDER, E. H.; SYLVESTER, N. D. A review of the mechanism of powdered activated carbon enhancement of activated sludge treatment. Water Research, v. 16, p. 1075-1082. 1982.

TOZER, H. G. Now you see it, now you don't. Industrial Wastewater, v. 2, n. 2, p. 33-40. Mar./Apr. 1993.

VON SPERLING, M. Lodos ativados. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 416 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 4). ISBN 857041129-4.

WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION; ASCE – AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. Design of municipal wastewater treatment plants. sec ed. Brattleboro: Book Press, Inc., 1992. Vol. 1. 829 p.

XIAOJIAN, Z.; ZHANSHENG, W.; XIASHENG, G. Simple combination of biodegradation and carbon adsorption – the mechanism of the biological activated carbon process. Water Research, v. 25, n. 2, p. 165-172. 1991.

YAMASSAKI, C. M. Estudo sobre a aplicabilidade da cinética do tratamento biológico a reatores de lodos ativados por batelada. 1996. 188 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E. Toxicidade de efluentes industriais da bacia do rio Piracicaba. Revista Ambiente, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 39-42, 1988.

ZALOUM, R. Biological treatment of textile finishing mill effluent. Environment Canada Report. 1987. 58 p.

ABSTRACT

Pôrto, Luiz Carlos da Silva. Treatment of textile wastewater by sequencing batch reactor with addition of powdered activated carbon. Campinas, School of Civil Engineering, University of Campinas, 2002. 135 p.

The treatment of textile wastewater is complex because it is highly variable and has xenobiotic compounds. Consequently, not only stringent environmental regulations but also society and market pressures result in an enormous challenge to textile industries, mainly small and middle-sized ones. The aim of this research was to investigate the use of sequencing batch reactor with addition of powdered activated carbon (SBR/PAC), which is an incipient subject in Brazil, to treatment of wastewater from a textile dyeing and finishing company, making a comparison with the conventional system (SBR). Raw industrial effluent had average DOC = $177,21 \pm 50,24$ mg/L and average color = 190 ± 94 ADMI units. At Phase 1 the best PAC for addition to biological system was found by adsorption tests. At Phase 2 six reactors with four liters each were operated with 24 hours of total cycle, one working as control and five working with concentration varying from 250 to 2.000 mg PAC/L. At Phase 3 two reactors were operated, at three cycle daily, one without PAC and another with 1.000 mg PAC/L. At Phase 4 PAC was added to the SBR plant of a textile mill. The results showed that, compared to the SBR, SBR/PAC presented higher DOC removal (difference up to 6,56%), higher color removal (difference up to 46,63% at treated wastewater), higher nitrification of wastewater (difference of 43,14%), higher biomass concentration in reactor (difference up to 43,11%) and higher stability to influent organic load variation. SBR/PAC operation cost, referred only to PAC addition, was 0,03 US\$/m³ treated (as July 2001). Therefore, SBR/PAC is an alternative to improve biological treatment of textile wastewater, even in small and middle-sized companies.

Keywords: textile wastewater, biological treatment, PAC, SBR

ANEXO

Tabela A.1 – Valores de pH, COD e cor no efluente bruto

DATA	pH	COD (mg/L)	COR (ADMI)
14/08/01	6,37	304,10	152
17/08/01	8,99	287,30	720
21/08/01	6,94	282,50	298
24/08/01	9,50	192,50	102
28/08/01	9,87	154,10	108
31/08/01	9,38	202,40	282
04/09/01	7,83	132,20	70
07/09/01	9,15	227,90	238
11/09/01	6,57	-	-
14/09/01	8,08	70,16	38
18/09/01	10,03	582,90	232
21/09/01	9,17	165,00	238
25/09/01	7,49	214,30	398
28/09/01	10,01	-	-
02/10/01	7,05	36,92	40
05/10/01	8,68	46,85	112
09/10/01	6,12	-	-
12/10/01	7,47	70,20	115
16/10/01	7,46	-	-
17/10/01	-	118,90	135
19/10/01	9,90	-	-
20/10/01		179,20	165
23/10/01	8,97	-	-
24/10/01	-	149,60	180
26/10/01	6,91	-	-
27/10/01	-	170,7	230
30/10/01	6,68	-	-
31/10/01	-	104,5	162
02/11/01	8,78	-	-
03/11/01	-	96,95	70
06/11/01	7,08	-	-
07/11/01	-	109,5	88
09/11/01	6,59	-	-

Tabela A.2 – Valores de COD na Fase 2

DATA	COD (mg/L)						
	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE TRATADO					
		R 1	R 2	R 3	R 4	R 5	R 6
14/8/01	304,10	87,99%*	89,00%	90,26%	90,31%	90,70%	92,79%
15/8/01		36,51	33,44	29,62	29,46	28,29	21,92
17/8/01	287,30	87,67%	88,49%	88,99%	89,04%	89,46%	90,70%
18/8/01		35,42	33,06	31,63	31,5	30,29	26,71
21/8/01	282,50	87,84%	88,59%	88,71%	88,65%	89,45%	90,70%
22/8/01		34,35	32,24	31,89	32,06	29,80	26,27
24/8/01	192,50	81,92%	82,01%	82,70%	83,24%	82,84%	83,69%
25/8/01		34,81	34,63	33,30	32,27	33,03	31,40
28/8/01	154,10	80,16%	79,05%	79,75%	79,29%	79,53%	83,47%
29/8/01		30,58	32,29	31,20	31,91	31,55	25,48
31/8/01	202,40	73,89%	74,71%	76,20%	77,18%	76,47%	77,85%
1/9/01		52,84	51,19	48,18	46,19	47,62	44,84
4/9/01	132,20	60,94%	65,57%	68,66%	70,91%	70,44%	72,59%
5/9/01		51,91	45,51	41,43	38,46	39,08	36,23
7/9/01	227,90	83,70%	84,30%	86,01%	86,45%	86,92%	88,25%
8/9/01		37,15	35,79	31,88	30,88	29,81	26,78
14/9/01	70,16	71,71%	73,40%	77,68%	77,21%	81,24%	82,71%
15/9/01		19,85	18,66	15,66	15,99	13,16	12,13
18/9/01	582,90	87,62%	91,12%	91,89%	92,17%	91,97%	89,03%
19/9/01		72,16	51,75	47,26	45,63	46,82	63,92
21/9/01	165,00	70,61%	74,64%	77,79%	79,19%	78,11%	79,76%
22/9/01		48,50	41,88	36,64	34,34	36,12	33,39
25/9/01	214,30	71,63%	71,66%	75,69%	77,19%	76,64%	78,92%
26/9/01		60,80	60,73	52,10	48,88	50,07	45,17
2/10/01	36,92	51,49%	53,66%	50,95%	60,08%	60,64%	63,98%
3/10/01		17,91	17,11	18,11	14,74	14,53	13,30
5/10/01	46,85	69,46%	76,54%	80,41%	79,70%	81,43%	84,03%
6/10/01		14,31	10,99	9,18	9,51	8,70	7,48

*Em negrito: eficiência de remoção entre o efluente bruto e o tratado

Tabela A.3 – Valores de pH nos reatores na Fase 2

DATA*	pH NO REATOR					
	R 1	R 2	R 3	R 4	R 5	R 6
14/8/01	7,90	8,00	7,90	8,00	8,00	8,18
15/8/01	8,59	8,67	8,67	8,71	8,65	8,66
16/8/01	8,74	8,67	8,67	8,74	8,67	8,59
17/8/01	8,62	8,49	8,41	8,43	8,43	8,49
18/8/01	8,16	8,10	8,08	8,15	8,10	8,00
20/8/01	8,10	8,09	8,00	8,10	8,08	8,00
21/8/01	8,10	8,00	8,00	8,00	8,00	8,00
22/8/01	8,32	8,32	8,36	8,30	8,24	8,29
23/8/01	8,32	8,30	8,32	8,36	8,29	8,25
24/8/01	8,44	8,37	8,43	8,44	8,36	8,17
25/8/01	8,36	8,30	8,29	8,41	8,30	8,29
27/8/01	8,23	8,17	8,24	8,36	8,26	8,26
28/8/01	8,21	8,18	8,21	8,27	8,26	8,15
29/8/01	8,00	8,13	8,19	8,24	8,19	8,11
30/8/01	8,10	8,10	8,14	8,22	8,15	8,10
31/8/01	8,00	8,00	8,09	8,16	8,09	8,00
1/9/01	8,33	8,33	8,33	8,45	8,33	8,27
4/9/01	8,37	8,39	8,39	8,45	8,39	8,26
5/9/01	8,33	8,28	8,33	8,41	8,35	8,35
6/9/01	8,23	8,23	8,27	8,29	8,23	8,23
2/10/01	8,38	8,36	8,40	8,42	8,33	8,28
3/10/01	8,10	8,08	8,07	8,16	8,11	8,13
4/10/01	7,59	7,38	7,37	7,52	7,50	7,51
5/10/01	5,95	5,82	6,01	6,42	7,73	6,71
6/10/01	7,72	7,72	7,83	7,89	7,93	7,85
8/10/01	7,89	7,95	7,99	7,90	7,97	7,94
9/10/01	8,08	8,11	8,18	8,18	8,42	8,06

*No período de 7/9/01 a 1/10/01 o equipamento de medição estava danificado

Tabela A.4 – Valores de temperatura nos reatores na Fase 2

DATA	TEMPERATURA NO REATOR (°C)					
	R 1	R 2	R 3	R 4	R 5	R 6
15/8/01	23,0	23,0	23,0	23,0	23,0	22,0
16/8/01	22,0	22,5	23,0	22,5	22,0	21,0
17/8/01	22,5	22,5	22,5	22,5	22,5	22,0
18/8/01	23,0	23,0	23,0	23,0	23,0	22,5
20/8/01	23,0	22,0	22,5	23,5	23,0	23,0
21/8/01	23,0	23,0	23,0	23,0	23,0	23,0
22/8/01	22,5	23,0	23,0	23,0	23,0	22,5
23/8/01	18,0	18,0	18,5	19,0	18,0	18,0
24/8/01	21,0	21,0	21,0	21,0	21,0	20,0
25/8/01	22,5	22,5	23,0	23,5	23,0	22,5
27/8/01	22,0	22,0	22,5	22,5	23,0	22,5
28/8/01	23,5	23,5	23,5	24,0	23,5	23,0
29/8/01	21,0	21,5	21,5	21,5	21,5	21,0
30/8/01	24,5	25,0	25,0	24,5	24,0	24,0
31/8/01	25,5	26,0	25,5	25,5	25,0	25,0
1/9/01	26,0	26,0	26,0	26,5	26,0	26,0
4/9/01	26,5	26,0	26,0	26,5	26,0	26,0
5/9/01	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
6/9/01	23,0	23,0	23,0	24,0	23,0	23,0
7/9/01	23,5	23,5	23,5	24,0	23,5	23,0
8/9/01	24,0	23,5	23,5	24,0	24,0	23,5
12/9/01	21,0	21,0	21,0	21,0	21,0	21,0
14/9/01	21,0	21,0	21,5	21,5	21,5	21,0
15/9/01	21,0	21,0	21,0	22,0	21,5	21,0
18/9/01	19,5	19,5	20,0	20,0	19,5	19,0
19/9/01	21,0	21,0	21,0	21,5	21,0	20,5
20/9/01	19,0	19,0	19,0	19,5	19,0	19,0
21/9/01	23,0	23,0	23,0	23,5	23,0	23,0
22/9/01	20,5	20,5	21,0	21,0	21,0	20,5
24/9/01	24,0	24,0	24,0	24,5	24,0	24,0
25/9/01	26,0	25,5	26,0	26,0	26,0	25,5
26/9/01	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0
27/9/01	21,0	21,5	21,5	22,0	22,0	22,0
28/9/01	24,0	24,0	24,0	24,5	24,0	24,0
1/10/01	22,5	22,5	22,5	23,0	23,0	22,5
2/10/01	22,0	22,0	21,0	22,5	22,5	22,0
3/10/01	22,0	22,0	22,0	22,0	22,0	21,5
4/10/01	22,0	21,5	21,5	21,5	21,5	21,0
5/10/01	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	25,5
6/10/01	25,5	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
8/10/01	21,0	21,0	21,5	21,5	21,5	21,5
9/10/01	22,5	22,5	22,5	23,0	22,5	22,0

Tabela A.5 – Valores de cor na Fase 2

DATA	COR (ADMI)						
	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE TRATADO					
		R 1	R 2	R 3	R 4	R 5	R 6
14/08/01	152	X	4,61%*	22,37%	22,37%	30,92%	48,68%
15/08/01		172	145	118	118	105	78
17/08/01	720	65,97%	70,56%	78,89%	80,56%	82,64%	87,50%
18/08/01		245	212	152	140	125	90
21/08/01	298	X	X	X	8,72%	18,79%	48,99%
22/08/01		392	358	308	272	242	152
24/08/01	102	X	X	X	X	X	1,96%
25/08/01		195	180	162	158	140	100
28/08/01	108	X	0,00%	2,78%	5,55%	12,04%	30,56%
29/08/01		120	108	105	102	95	75
31/08/01	282	25,53%	34,40%	36,17%	42,55%	45,04%	57,45%
01/09/01		210	185	180	162	155	120
04/09/01	70	X	X	X	X	X	X
05/09/01		212	180	170	160	148	122
07/09/01	238	18,07%	25,21%	29,41%	36,97%	41,18%	51,68%
08/09/01		195	178	168	150	140	115
14/09/01	38	X	X	X	X	X	X
15/09/01		88	78	72	70	60	50
18/09/01	232	31,03%	43,97%	46,12%	47,41%	48,28%	51,72%
19/09/01		160	130	125	122	120	112
21/09/01	238	20,17%	32,77%	36,97%	36,13%	39,08%	45,38%
22/09/01		190	160	150	152	145	130
25/09/01	398	30,15%	34,17%	35,93%	38,44%	38,44%	51,76%
26/09/01		278	262	255	245	245	192
02/10/01	40	X	X	X	X	X	X
03/10/01		188	165	152	138	112	78
05/10/01	112	48,21%	57,14%	66,07%	73,21%	71,43%	75,00%
06/10/01		58	48	38	30	32	28

*Em negrito: eficiência de remoção entre o efluente bruto e o tratado

Tabela A.6 – Valores de cor na Fase 3

DATA	COR (ADMI)				
	BRUTO	CICLO DE 8 h		CICLO DE 4 h	
		R1	R5	R1	R5
12/10/01	115	215	138	88	60
17/10/01	135	112	108	128	115
20/10/01	165	148	118	142	118
24/10/01	180	175	150	182	152
27/10/01	230	102	92	98	75
31/10/01	162	128	85	158	115
03/11/01	70	78	58	98	72
07/11/01	88	82	75	88	75

Tabela A.7 – Valores de pH nos reatores na Fase 3

DATA	pH NO REATOR	
	R 1	R 5
12/10/01	7,64	7,90
13/10/01	7,69	7,58
15/10/01	7,65	7,69
17/10/01	7,65	7,90
19/10/01	7,42	7,52
20/10/01	7,89	8,01
23/10/01	7,62	7,53
24/10/01	7,56	7,51
25/10/01	7,67	7,62
26/10/01	7,68	7,63
27/10/01	7,68	7,60
29/10/01	7,71	7,59
31/10/01	7,41	7,32
2/11/01	7,19	7,16
3/11/01	7,29	7,18
5/11/01	6,94	6,87
6/11/01	7,37	7,27
7/11/01	7,02	7,58

Tabela A.8 – Valores de temperatura nos reatores na Fase 3

DATA	TEMPERATURA NO REATOR (°C)	
	R 1	R 5
12/10/01	28,1	27,8
13/10/01	27,9	27,7
15/10/01	24,1	23,9
17/10/01	25,1	24,8
19/10/01	21,5	21,4
20/10/01	27,2	27,0
23/10/01	29,0	28,7
24/10/01	25,2	25,1
25/10/01	26,8	26,5
26/10/01	30,7	30,4
27/10/01	29,1	28,8
29/10/01	27,2	26,8
31/10/01	29,8	29,6
2/11/01	29,7	29,6
3/11/01	24,0	23,9
5/11/01	26,4	26,1
6/11/01	22,7	22,3
7/11/01	23,7	23,9