

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES  
ANAERÓBIOS POR LODOS ATIVADOS ASSOCIADO  
À PRÉ-OXIDAÇÃO COM OZÔNIO

ANDRÉ SCHUSTER DA COSTA

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

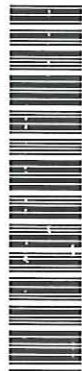
Data de entrada no Serviço: 06.1.09.02

Ass.: *André Schuster da Costa*

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Titular JURANDYR POVINELLI

DEDALUS - Acervo - EESC



31100037032



São Carlos  
Agosto, 2002

FOLHA DE JULGAMENTO

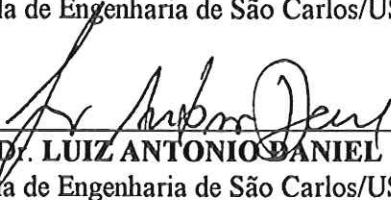
Candidato: Engenheiro **ANDRÉ SCHUSTER DA COSTA**

Dissertação defendida e julgada em 26-06-2002 perante a Comissão Julgadora:



Prof. Tit. **JURANDYR POVINELLI** (Orientador)  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO



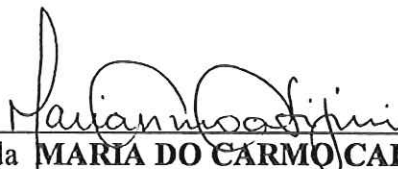
Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO DANIEL**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO



Dr. **ERICH KELLNER**  
(Serviço Autônomo de Água e Esgoto/SAAE São Carlos)

APROVADO



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

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus pelo dom da vida e por me permitir chegar até aqui.

A meus pais, irmãs e namorada pelo apoio, dedicação, confiança, carinho e compreensão depositados ao longo deste caminho.

Ao Professor Dr. Jurandyr Povinelli pela orientação e ensinamentos no presente trabalho.

Agradecimento especial ao Professor Dr. Luiz Antonio Daniel por todas as horas dedicadas, ensinamentos e incentivos, e também pela ajuda na correção e sugestões para a conclusão do trabalho.

Ao CNPQ pela bolsa de estudos e à FAPESP pela verba fornecida para montagem das câmaras de ozonização.

Aos técnicos Júlio César Trofino, Maria Aparecida Peres Viudes e a Paulo Fragiácomo do Laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP pela constante ajuda na execução das análises durante a fase experimental.

Ao técnico Francisco Carlos Bregamin pela grande colaboração na montagem da unidade experimental de ozonização.

Aos colegas Hugo Barbosa de Paiva Júnior, Matheus da Silva Menezes, Leonardo Vieira, Marcelo Barroso pelo apoio, colaboração e incentivo para a conclusão deste trabalho.

A todos que me ajudaram diretamente ou não, na realização deste trabalho.

# SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VII
LISTA DE TABELAS .....	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	XII
LISTA DE SÍMBOLOS.....	XIII
RESUMO .....	XV
ABSTRACT.....	XVII
<b>1 - INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 – OBJETIVO .....</b>	<b>5</b>
<b>3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>6</b>
3.1 – PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES ANAERÓBIOS.....	9
3.2 – OZÔNIO 15	
3.2.1 – <i>Produção de ozônio</i> .....	17
3.2.2 – <i>Propriedades Físicas e Químicas</i> .....	18
3.2.3 – <i>Oxidação química</i> .....	21
3.2.4 – <i>Transferência de Massa</i> .....	25
<b>4 – MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>26</b>
4.1 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA .....	27
4.2 – OZONIZAÇÃO .....	28
4.2.1 – <i>Descrição da unidade experimental</i> .....	28
4.2.2 – <i>Determinação da Produção de Ozônio</i> .....	33
4.3 – REATOR AERÓBIO EM ESCALA DE LABORATÓRIO.....	36
4.3.1 – <i>Descrição da unidade experimental</i> .....	36
4.3.2 – <i>Aclimação</i> .....	38
4.3.3 – <i>Operação e Controle</i> .....	39

---

4.3.4 – <i>Análises e exames</i> .....	43
<b>5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>46</b>
5.1 – ENSAIOS DA 1ª ETAPA .....	47
5.2 – ENSAIOS DA 2ª ETAPA .....	51
5.3 – ENSAIOS DA 3ª ETAPA .....	55
<b>6 – CONCLUSÕES</b> .....	<b>59</b>
<b>7 – RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>60</b>
<b>8 – BIBLIOGRAFIA</b> .....	<b>61</b>

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 – CONVERSÃO BIOLÓGICA NOS SISTEMAS AERÓBIOS E ANAERÓBIOS .....	8
FIGURA 3.2 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO APARELHO GERADOR DE OZÔNIO. ....	18
FIGURA 4.1 - DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA GERADOR DE OZÔNIO.....	29
FIGURA 4.2 - DESENHO DO REATOR DE LODOS ATIVADOS EM ESCALA LABORATORIAL.....	37
FIGURA 5.1 - VARIAÇÃO DA DQO DAS AMOSTRAS ESTUDADAS AO LONGO DA 1ª ETAPA DO EXPERIMENTO. COMPORTAMENTO DA DQO (A) - AFLUENTE BRUTA; (B) - AFLUENTE FILTRADA; (C) - EFLUENTE BRUTA; (D) - EFLUENTE FILTRADA.....	50
FIGURA 5.2 - VARIAÇÃO DA DQO DAS AMOSTRAS ESTUDADAS AO LONGO DA 2ª ETAPA DO EXPERIMENTO. COMPORTAMENTO DA DQO (A) - AFLUENTE BRUTA; (B) - AFLUENTE FILTRADA; (C) - EFLUENTE BRUTA; (D) - EFLUENTE FILTRADA.....	54
FIGURA 5.3 - VARIAÇÃO DA DQO DAS AMOSTRAS ESTUDADAS AO LONGO DA 3ª ETAPA DO EXPERIMENTO. COMPORTAMENTO DA DQO (A) - AFLUENTE BRUTA; (B) - AFLUENTE FILTRADA; (C) - EFLUENTE BRUTA; (D) - EFLUENTE FILTRADA.....	58

## LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS .....	7
TABELA 3.2 – VALORES COMUNS DE DBO DO EFLUENTE E DE REMOÇÃO EM SISTEMAS ANAERÓBIOS – ESGOTO SANITÁRIO .....	8
TABELA 3.3 – PRINCIPAIS ALTERNATIVAS PARA O PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES TRATADOS ANAEROBIAMENTE. ....	10
TABELA 3.4 – PROPRIEDADES DO OZÔNIO PURO .....	19
TABELA 3.5 – POTENCIAL DE OXIDAÇÃO REFERIDO AO ELETRODO DE HIDROGÊNIO A 25 °C, PARA A ATIVIDADE UNITÁRIA DO ÍON DE HIDROGÊNIO.....	22
TABELA 4.1 – CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DO GERADOR DE OZÔNIO UTILIZADO .....	32
TABELA 4.2 – FREQUÊNCIA DE DESCARGAS E ADIÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA NO REATOR DE LODOS ATIVADOS NO PERÍODO DE ACLIMATAÇÃO .....	38
TABELA 4.3 – CONDIÇÕES OPERACIONAIS DAS CÂMARAS DE AERAÇÃO.....	39
TABELA 4.4 – FREQUÊNCIA DE DESCARGAS E ADIÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA NO REATOR DE LODOS ATIVADOS NAS PRIMEIRA E SEGUNDA ETAPAS.....	40
TABELA 4.5 – FREQUÊNCIA DE DESCARGAS E ADIÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA NO REATOR DE LODOS ATIVADOS NA TERCEIRA ETAPA .....	41
TABELA 4.6 – AMOSTRAS UTILIZADAS, ABREVIATURAS E IDENTIFICAÇÃO DA FASE QUE FOI UTILIZADA .....	42
TABELA 4.7 – PARÂMETROS ANALISADOS E FREQUÊNCIA MÉDIA DAS ANÁLISES E EXAMES REALIZADOS POR FASE.....	45
TABELA 5.1 – RELAÇÃO DBO/DQO DA ÚLTIMA ANÁLISE DA 1ª ETAPA.....	49
TABELA 5.2 – RELAÇÃO DBO/DQO DA 2ª ETAPA .....	53



---

TABELA 5.3 – RELAÇÃO DBO/DQO DA ÚLTIMA ANÁLISE DA 3ª ETAPA.....	56
TABELA A.1 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO BRUTO (AB) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	72
TABELA A.2 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 5 MG O <sub>3</sub> /L (AO5) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	72
TABELA A.3 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 10 MG O <sub>3</sub> /L (AO10) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	73
TABELA A.4 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L (AO15) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	73
TABELA A.5 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LÓDOS ATIVADOS BRUTO (ELA) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	74
TABELA A.6 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LÓDOS ATIVADOS OZONIZADO COM 5 MG O <sub>3</sub> /L (EO5) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL.....	74
TABELA A.7 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LÓDOS ATIVADOS OZONIZADO COM 10 MG O <sub>3</sub> /L (EO10) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	75
TABELA A.8 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LÓDOS ATIVADOS OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L (EO15) DURANTE A 1ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	75
TABELA B.1 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO BRUTO (AB) DURANTE A 2ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	77
TABELA B.2 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 5 MG O <sub>3</sub> /L (AO5) DURANTE A 2ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	77
TABELA B.3 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 10 MG O <sub>3</sub> /L (AO10) DURANTE A 2ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	78

---

TABELA B.4 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L (AO15) DURANTE A 2 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	78
TABELA B.5 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LODOS ATIVADOS BRUTO (ELA) DURANTE A 2 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	79
TABELA B.6 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LODOS ATIVADOS OZONIZADO COM 5 MG O <sub>3</sub> /L (EO5) DURANTE A 2 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL.....	79
TABELA B.7 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LODOS ATIVADOS OZONIZADO COM 10 MG O <sub>3</sub> /L (EO10) DURANTE A 2 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	80
TABELA B.8 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LODOS ATIVADOS OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L (EO15) DURANTE A 2 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	80
TABELA C.1 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO BRUTO (AB) DURANTE A 3 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	82
TABELA C.2 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L DURANTE 30 MINUTOS (EO15-30) DURANTE A 3 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	82
TABELA C.3 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE ANAERÓBIO OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L DURANTE 50 MINUTOS (EO15-50) DURANTE A 3 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	82
TABELA C.4 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LODOS ATIVADOS BRUTO (ELA) DURANTE A 3 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	83
TABELA C.5 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LODOS ATIVADOS OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L DURANTE 30 MINUTOS (EO15-30) DURANTE A 3 <sup>a</sup> ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	83
TABELA C.6 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O EFLUENTE DO REATOR DE LODOS ATIVADOS OZONIZADO COM 15 MG O <sub>3</sub> /L DURANTE 50	

MINUTOS (EO15-50) DURANTE A 3ª ETAPA DA FASE EXPERIMENTAL .....	83
--	----

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental

APHA – American Public Health Association

AWWA – American Water Works Association

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DAFA – Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente

EESC – Escola de Engenharia de São Carlos

FAD – Flotação por Ar Dissolvido

FBAS – Filtro Biológico Aerado Submerso

LTR – Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

UASB – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo

(“Up flow Anaerobic Sludge Blanket”)

USP – Universidade de São Paulo

WEF – Water Environment Federation

WPCF – Water Pollution Control Federation

## LISTA DE SÍMBOLOS

AB	- Afluente Anaeróbio Bruto
AO <sub>5</sub>	- Afluente Anaeróbio Ozonizado, 5 mg O <sub>3</sub> / L
AO <sub>10</sub>	- Afluente Anaeróbio Ozonizado, 10 mg O <sub>3</sub> / L
AO <sub>15</sub>	- Afluente Anaeróbio Ozonizado, 15 mg O <sub>3</sub> / L
AO <sub>15-30</sub>	- Afluente Anaeróbio Ozonizado, 15 mg O <sub>3</sub> / L, tempo de contato de 30 minutos
AO <sub>15-50</sub>	- Afluente Anaeróbio Ozonizado, 15 mg O <sub>3</sub> / L, tempo de contato de 50 minutos
COT	- Carbono Orgânico Total
DBO	- Demanda bioquímica de oxigênio (20°C, 5 dias), M.L <sup>-3</sup>
DBO <sub>BRUTA</sub>	- Demanda bioquímica de oxigênio na amostra bruta (20°C, 5 dias), M.L <sup>-3</sup>
DBO <sub>FILTRADA</sub>	- Demanda bioquímica de oxigênio na amostra filtrada (20°C, 5 dias), M.L <sup>-3</sup>
DQO	- Demanda química de oxigênio na atmosfera, M.L <sup>-3</sup>
DQO <sub>BRUTA</sub>	- Demanda química de oxigênio na amostra bruta, M.L <sup>-3</sup>
DQO <sub>FILTRADA</sub>	- Demanda química de oxigênio na amostra filtrada, M.L <sup>-3</sup>
ELA	- Efluente de Lodos Ativados sem ozônio
EO <sub>5</sub>	- Efluente de Lodos Ativados com ozônio, 5 mg O <sub>3</sub> / L
EO <sub>10</sub>	- Efluente de Lodos Ativados com ozônio, 10 mg O <sub>3</sub> / L
EO <sub>15</sub>	- Efluente de Lodos Ativados com ozônio, 15 mg O <sub>3</sub> / L

---

EO <sub>15-30</sub>	- Efluente de Lodos Ativados com ozônio, 15 mg O <sub>3</sub> /L, tempo de contato de 30 minutos
EO <sub>15-50</sub>	- Efluente de Lodos Ativados com ozônio, 15 mg O <sub>3</sub> /L, tempo de contato de 50 minutos
SF	- Concentração de sólidos fixos, M.L <sup>-3</sup>
SS	- Concentração de sólidos suspensos, M.L <sup>-3</sup>
SSF	- Concentração de sólidos suspensos fixos, M.L <sup>-3</sup>
SSV	- Concentração de sólidos suspensos voláteis, M.L <sup>-3</sup>
SST	- Concentração de sólidos suspensos totais, M.L <sup>-3</sup>
ST	- Concentração de sólidos totais, M.L <sup>-3</sup>
SV	- Concentração de sólidos voláteis, M.L <sup>-3</sup>
OD	- Oxigênio dissolvido, M.L <sup>-3</sup>
UV	- Radiação Ultravioleta

## RESUMO

**COSTA, A. S. (2002).** *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Lodos Ativados Associado à Pré-Oxidação com Ozônio.* São Carlos, 2002. 84p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

No presente trabalho foi estudada a utilização do ozônio como auxiliar no pós-tratamento de reatores anaeróbios por reatores de lodos ativados. Foi estudada a influência da ozonização no aumento da biodegradabilidade da matéria orgânica recalcitrante de efluente anaeróbio antes de ser submetido ao tratamento aeróbio. A pesquisa foi dividida em três etapas. Na primeira e segunda etapas foram utilizadas quatro amostras, uma bruta e três ozonizadas com dosagens de 5, 10 e 15 mg O<sub>3</sub> / L. As amostras da primeira e segunda etapa tiveram tempos de ozonização de 30 e 50 minutos, respectivamente. Os reatores de lodos ativados tiveram tempo de retenção celular de 10 dias e tempo de detenção hidráulica de 24 horas. Na terceira etapa foram utilizadas três amostras, uma bruta e duas ozonizadas cuja dosagem de ozônio foi de 15 mg / L, valor que obteve melhores resultados nas etapas anteriores. Os tempos de ozonização de cada amostra foram de 30 e 50 minutos. Nesta fase, o reator de lodos ativados teve tempo de retenção celular de 10 dias e tempo de detenção hidráulica de 12 horas. Entretanto amostras ozonizadas submetidas a pós-tratamento em reator de lodos ativados apresentaram aumento da biodegradabilidade quando

expostas a maiores tempos de ozonização. A alimentação do reator de lodos ativados com amostras ozonizadas trouxe benefícios ao seu desempenho.

*Palavras-chaves:* Pós-tratamento anaeróbio, pós-tratamento, anaeróbio, lodos ativados, ozônio, ozonização, pré-oxidação.



## ABSTRACT

**COSTA, A. S. (2002).** *Post-Treatment of effluent of anaerobis reactors by activated sludges associated to pre-oxidation with ozone*, 2002. 84p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

On this research was studied the utilization of ozone as auxiliary on the post-treatment of anaerobics reactors by activated sludges reactors. It was studied the influence of ozonization of anaerobic effluent before being submitted to an aerobic treatment on the increase of the biodegradability of recalcitrant organic matter. The research was divided in three stages. In the first and second stage was used four samples, one brute and three ozonizades with doses of 5, 10 and 15 mg O<sub>3</sub> / L. The samples used on first and second stages had being ozonization times of 30 and 50 minutes, respectively. The activated sludges reactors had time of cellular retention of 10 days and hydraulic time of detention of 24 hours. On the third stage were used three samples, one brute and two ozonizades whose doses of ozone was of 15 mg / L, this value achieved the best results in the previous stages. The ozonizations times of each sample were of 30 and 50 minutes. On this stage the activated sludges reactors had time of cellular retention of 10 days and hydraulic time of detention of 12 hours. It was observed that ozonizades samples submitted to post-treatment in activated sludges reactors presented increase of the biodegradability when exposed at largest times of

ozonization. The feeding of activated sludges reactors with ozonizades samples benefit its performance.

*Key-words:* Anaerobic post-treatment, post-treatment, anaerobic, activated sludge, ozone, ozonization, pre-oxidation.

## 1 - INTRODUÇÃO

Nos dias atuais o lançamento de esgotos sem tratamento adequado vem se tornando um dos grandes problemas a ser enfrentado pelos centros urbanos. O crescimento populacional e o desenvolvimento industrial levam à produção de maior quantidade de resíduos que precisam receber tratamento adequado para atender aos requisitos impostos pelas leis vigentes e para não causar danos ambientais aos corpos receptores.

O processo de lodos ativados tem sido uma tecnologia bastante utilizada para o tratamento de esgotos domésticos e industriais, apresentando elevada eficiência de tratamento, flexibilidade operacional, possibilidade de remoção de nutrientes, entre outras vantagens. Entretanto, lhe são atribuídas algumas desvantagens como: elevada mecanização, alto custo de implantação e manutenção, operação mais sofisticada e necessidade de tratamento de grande volume de lodo gerado (VON SPERLING, 1997).

Recentemente, os processos anaeróbios de alta taxa para tratamento de esgotos, em especial o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB), têm-se apresentado como tecnologia capaz de suprir algumas desvantagens dos sistemas aeróbios mecanizados, principalmente no que diz respeito ao consumo energético e à menor geração de lodo. Porém, o efluente tratado por estes processos apresenta algumas características que não atendem aos padrões do ponto de vista legal e ambiental (CHERNICHARO, 1997).

Dentre os processos biológicos amplamente empregados no tratamento de águas residuárias, destacam-se as lagoas de estabilização e os sistemas de lodos ativados. Os efluentes de lagoas de estabilização apresentam boa qualidade, notadamente em relação à remoção de patogênicos, muito embora a indisponibilidade de grandes áreas eventualmente inviabilize seu emprego. Os sistemas de lodos ativados, apesar de sua eficiência comprovada, apresentam elevados custos de implantação (obras civis e equipamentos) e grande consumo de energia elétrica, tornando-se onerosos (SOUSA, 1996).

Ao escolher um sistema de tratamento deve-se optar, sempre que possível, por sistemas que apresentem boa eficiência associada a um baixo custo de implantação e operação. Os sistemas de tratamento anaeróbio apresentam as características acima descritas, tem boa eficiência na remoção de matéria orgânica carbonácea, gera pouco lodo como subproduto da decomposição da matéria orgânica e tem baixo ou nenhum consumo de energia elétrica. Porém o tratamento anaeróbio isoladamente não é capaz de atender aos padrões de emissão de efluentes e qualidade das águas dos corpos receptores conforme estabelecido pela legislação brasileira vigente (Resolução CONAMA Nº 20 de 18 de junho de 1986) e por isso seu efluente necessita de um pós-tratamento para remover o residual de matéria orgânica recalcitrante.

A matéria orgânica restante do tratamento anaeróbio é mais resistente e por isso sua remoção requer processos mais eficientes. Segundo CAMPOS et al. (1999), apesar de o efluente dos reatores anaeróbios necessitar de pós-tratamento, a combinação anaeróbio-aeróbio ou anaeróbio-físico-químico ainda resulta em concepções mais vantajosas do que aquelas que se fundamentam essencialmente no processo aeróbio. A utilização de um processo aeróbio como pós-tratamento de um processo anaeróbio apresenta como vantagem a redução significativa da produção de

lodo no processo aeróbio, uma vez que o esgoto vem com menor carga orgânica. A produção de menor volume de lodo no processo aeróbio permite que o lodo seja recirculado para o reator anaeróbio no qual será digerido, diminuindo o problema de disposição final do lodo. Além disso, a menor carga orgânica implicará em menor necessidade de aeração no sistema aeróbio.

SILVA (1993) apud COLETTI (1997)<sup>1</sup>, estudando a associação de digestor anaeróbio de fluxo ascendente – DAFA com reator de lodos ativados tratando mistura de esgotos sanitários e efluentes industriais, observou que a associação necessitou de potência de aeração de aproximadamente 40% da consumida pela opção de lodos ativados convencionais.

O pós-tratamento de reatores anaeróbios por processos aeróbios permite uma melhoria da qualidade do efluente final do tratamento, bem como na redução nos custos de implantação, operação e manutenção.

ROSEN (1976) apud MANUAL OF PRACTICE FD-10 (1996)<sup>2</sup> afirma que o ozônio pode ser usado para uma variedade de propósitos, incluindo controle de odor, oxidação química e desinfecção. É prontamente consumido, solúvel em água e facilmente monitorado; é facilmente decomposto em O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O e não produz sub-produtos que precisem ser removidos.

Segundo QIAN *et al.* (1994)<sup>3</sup>; JOCHIMSEN *et al.* (1997)<sup>4</sup> apud LOPEZ *et al.* (1999), nos últimos anos a ozonização vem sendo considerada um tratamento por oxidação química bastante eficiente para aumentar a

---

<sup>1</sup> SILVA (1993) apud COLETTI (1997).

<sup>2</sup> ROSEN (1976) apud MANUAL OF PRACTICE

<sup>3</sup> QIAN *et al.* (1994) apud LOPEZ *et al.* (1999)

<sup>4</sup> JOCHIMSEN *et al.* (1997) apud LOPEZ *et al.* (1999)

biotratabilidade de águas residuárias com grande presença de componentes tóxicos e não-biodegradáveis.

Seguindo esta linha de pesquisa que o Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC – USP vem desenvolvendo com sucesso, o presente trabalho investigou o desempenho do ozônio como auxiliar no pós-tratamento de reatores anaeróbios por reatores de lodos ativados. A pesquisa consistiu em ozonizar o efluente do reator anaeróbio e submetê-lo a pós-tratamento em reator de lodos ativados em escala de laboratório.

## **2 – OBJETIVO**

Avaliar a ação do ozônio na biodegradabilidade de compostos recalcitrantes do efluente anaeróbio a ser submetido a pós-tratamento por lodos ativados.

### 3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Durante muito tempo, no passado, acreditava-se que águas residuárias poderiam ser tratadas com elevada eficiência apenas quando se empregavam processos aeróbios e que o processo anaeróbio só se aplicava à digestão de lodos, com elevada concentração de sólidos orgânicos. Assim sendo, o processo anaeróbio só era utilizado na digestão de lodos concentrados de estações de tratamento, em certos tipos de lagoas e em digestores rurais (CAMPOS, 1999).

Nos últimos anos, diversas instituições têm se dedicado a trabalhos de pesquisa fundamental e aplicada no tratamento de esgotos por processos anaeróbios, tendo contribuído significativamente para a evolução e uma maior disseminação da tecnologia de tratamento anaeróbio no Brasil. Em decorrência da ampliação de conhecimento na área, os sistemas de tratamento de esgotos, notadamente os reatores de manta de lodo (UASB), passaram a ocupar uma posição de destaque, principalmente no Brasil onde as condições ambientais de temperatura são favoráveis ao tratamento biológico (CHERNICHARO, 1997).

Na Tabela 3.1 estão apresentadas algumas vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.



Tabela 3.1 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por grande número de compostos;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bioquímica e microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Partida do sistema pode ser lenta na ausência de lodo de semente adaptado;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Baixos custos de implantação, da ordem de 20 a 30 dólares per capita;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Produção de metano, gás combustível de elevado teor calorífico;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Aplicabilidade em pequena e grande escala;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Baixa demanda de área;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Tolerância a elevadas cargas orgânicas;</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Baixo consumo de nutrientes.</li> </ul>	

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (1997)

Segundo CHERNICHARO (1997), nos sistemas aeróbios, cerca de 40 a 50% do material orgânico é convertido a CO<sub>2</sub> por degradação biológica. Cerca de 50 a 60% de matéria orgânica são incorporados como biomassa microbiana, constituindo o lodo excedente do sistema. O material orgânico não convertido em biogás ou biomassa deixa o reator como material não degradado (5 a 15%).

Observa-se que nos sistemas anaeróbios a maior parte do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertido em biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. O lodo excedente do sistema, biomassa microbiana, representa uma pequena parcela do material orgânico convertido (cerca de 5 a 15%). O material orgânico não convertido em biogás ou biomassa deixa o reator como material não degradado (10 a 30%).

A Figura 3.1 apresenta um desenho esquemático que permite visualizar algumas vantagens dos sistemas anaeróbios em relação aos sistemas aeróbios (produção de gás metano e baixa produção de sólidos).

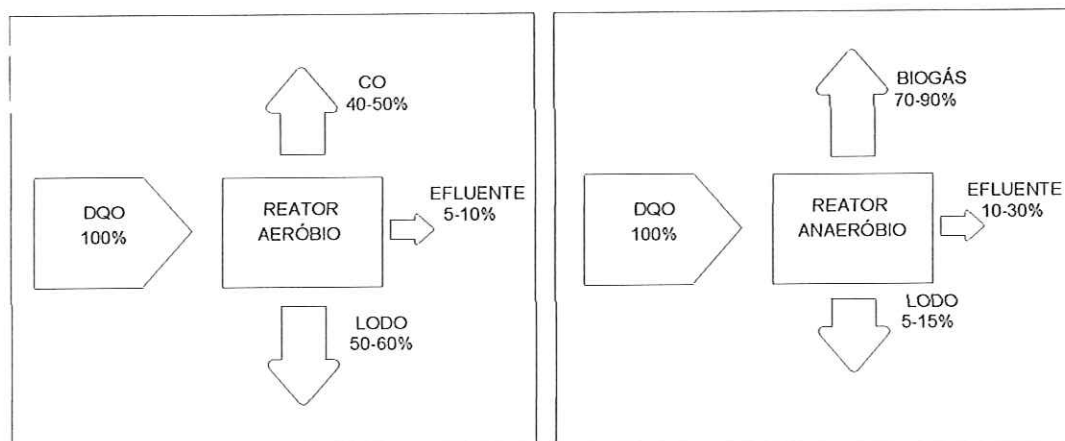


Figura 3.1 – Conversão biológica nos sistemas aeróbios e anaeróbios  
 Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (1997)

Apesar das grandes vantagens apresentadas pelos processos anaeróbios de tratamento de esgotos dificilmente seu efluente atende aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA Nº 20 de 18 de junho de 1986).

Segundo CHERNICHARO *et al.* (2001), o a variável DBO, seja qual for a legislação a ser considerada, tem sido, provavelmente, o que mais tem restringido o uso dos sistemas anaeróbios (sem pós-tratamento) para tratamento de esgotos. A Tabela 3.2 apresenta faixa de valores mais comuns para os processos anaeróbios quando bem operados.

Tabela 3.2 – Valores comuns de DBO do efluente e de remoção em sistemas anaeróbios – Esgoto Sanitário

Sistema anaeróbio	DBO do efluente (mg/L)	Eficiência da Remoção de DBO (%)
Lagoa Anaeróbia	70 a 160	40 a 70
Reator UASB	60 a 120	55 a 75
Fossa séptica	80 a 150	35 a 60
Tanque Imhoff	80 a 150	35 a 60
Fossa Séptica seguida de filtro anaeróbio	40 a 60	75 a 85

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO *et al.* (2001)

Segundo CHERNICHARO *et al.* (2001), o valor limite de concentração do fósforo em rios de classe 2 e 3 (enquadramento da maioria dos corpos

receptores do Brasil) é extremamente restritivo e muito difícil de ser cumprido, a não ser quando a unidade de tratamento é projetada para a remoção de fósforo. Em vista disso, os órgãos de controle ambiental têm se preocupado com o fósforo apenas nos casos em que há problemas de eutrofização de lagos e represas. Com relação ao nitrogênio, a limitação de amônia a 5 mg N/L indicada pela Resolução CONAMA Nº 20 de 1986, para qualquer efluente, tem gerado controvérsia. Diante disso, vários órgãos estaduais de controle ambiental normalmente não consideram o limite de N-amoniaco como parâmetro para efluentes. Porém, para o corpo receptor, os limites das diferentes formas de nitrogênio devem ser obedecidos, quando então se pode requerer a nitrificação e desnitrificação dos esgotos.

Portanto, torna-se necessário o pós-tratamento de efluentes anaeróbios para assegurar o atendimento dos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos dos esgotos (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

### 3.1 – Pós-Tratamento de Efluentes Anaeróbios

O tratamento anaeróbio tem pouco efeito sobre a concentração dos principais nutrientes presentes no esgoto sanitário (nitrogênio e fósforo), enquanto que a remoção de organismos patogênicos é apenas parcial. Dependendo da disposição final do efluente e da legislação local sobre a qualidade mínima de efluentes, pode haver necessidade de pós-tratamento para remover a concentração residual de DBO e STS e para reduzir a concentração de nutrientes e patogênicos (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A descarga de nutrientes em cursos d'água superficiais causa a diminuição da concentração de oxigênio e decaimento da biomassa algal originada no meio receptor através do processo de eutrofização. Sabe-se

que a descarga de 4 kg de fósforo pode resultar na reconstrução de 111 kg de biomassa, o que corresponde, a cerca de 138 kg de DQO. Similarmente, a descarga de 1 kg de nitrogênio pode resultar na reconstrução de cerca de 20 kg de DQO na forma de algas mortas (RANDALL et al. apud CHERNICHARO, 1997).

Segundo  $\Phi$ DEGARD apud SOUSA (1996), as principais alternativas para o pós-tratamento de efluentes de processos anaeróbios estão apresentadas na Tabela 3.3.

*Tabela 3.3 – Principais alternativas para o pós-tratamento de efluentes tratados anaerobiamente.*

<b>Métodos de Tratamento</b>	<b>Remoção</b>	<b>Unidades de Processo</b>
Separação sólido/líquido	SST	Sedimentação, flotação, membrana de filtração e lagoa de estabilização.
Tratamento aeróbio biológico	DBO/DQO	Lodos ativados, filtro biológico, reator biológico de contato, leito fluidizado e lagoa de estabilização.
Tratamento aeróbio biológico	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrificação em lodos ativados, filtro biológico, leito fluidizado, reator biológico de contato e lagoa de estabilização.
Físico / Químico Tratamento aeróbio/anóxico	N-NTK	Stripping de NH <sub>3</sub> , desnitrificação em biofiltro, lodos ativados, leito fluidizado e LAB.
Físico / Químico Tratamento anaeróbio/aeróbio	Fósforo	Precipitação e lodos ativados.
Oxidação biológica Oxidação química	Odor	Oxidação sulfídrica e ozonização / cloração.
Tratamento físico / químico Oxidação química	Cor	Coagulação e membrana de filtração.
Irradiação Química	Cor, Patógenos	Lagoa de estabilização, luz UV e desnitrificação com Cl <sub>2</sub> ou O <sub>3</sub> .

Fonte: Adaptado de  $\Phi$ DEGARD apud SOUSA (1996).

Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), estabelecendo-se que a qualidade do efluente final para o sistema anaeróbio - aeróbio no mínimo é equivalente ao sistema aeróbio convencional, é possível identificar importantes vantagens do sistema de lodos ativados (reator e decantador) precedido por um DAFA, com estabilização do lodo descartado do reator de lodos ativados no reator DAFA, em relação ao sistema de lodos ativados convencional, composto por um reator e um decantador, com estabilização anaeróbia do lodo descartado no digestor após adensamento. As razões são as seguintes:

- O reator DAFA reduz significativamente a concentração de material orgânico e dos sólidos em suspensão; com isso, a massa de lodo ativo e o volume total do sistema de lodo ativado também serão reduzidos;
- A unidade de estabilização do lodo do tratamento aeróbio (incluindo adensador e digestor anaeróbio de lodo) pode ser dispensada, pois o lodo de excesso do sistema de lodo ativado pode ser recirculado para o reator DAFA, onde será digerido e adensado;
- A quantidade de lodo estabilizado em um sistema combinado anaeróbio - aeróbio será bem menor que num sistema aeróbio, já que a produção de lodo por unidade de massa de material orgânico é bem menor num sistema anaeróbio;
- Como o reator anaeróbio remove grande parte da carga orgânica, ocorre redução na demanda de oxigênio e conseqüentemente no consumo de energia para aeração, sendo que parte dessa demanda de energia pode ser gerada pela combustão do biogás;
- Pelo fato de o reator DAFA funcionar como um tanque de equalização, a variação da concentração da matéria orgânica que passa pelo sistema de lodo ativado é menor do que no afluente; com isso, a demanda máxima (base de dimensionamento dos aeradores) aproxima-se da média, reduzindo assim a demanda de energia.

Como foi publicado no Edital 02 do PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, cujo tema é “Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios”, e a formação de redes cooperativas de pesquisa com a participação de diversas universidades brasileiras, inclusive a EESC-USP, foi possível promover pesquisas integradas otimizando o emprego dos recursos, permitindo o desenvolvimento e aperfeiçoamento das tecnologias de pós-tratamento de reatores anaeróbios.

AISSE (2001), estudando a associação de reator UASB seguido de Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS) tratando esgoto doméstico, para uma taxa hidráulica de  $30 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , obteve efluente do decantador secundário com valores de  $71 \pm 18 \text{ mg/L}$ ,  $17 \pm 16 \text{ mg/L}$  e  $26 \pm 11 \text{ mg/L}$ , respectivamente para a DQO, DBO e SST. Estes valores representam eficiências de remoção do sistema de 81%, 88% e 83% para as citadas variáveis.

NASCIMENTO (2001), pesquisando a utilização de filtro biológico como pós-tratamento de efluente de reatores UASB obteve, para taxas de aplicação hidráulica e orgânica que variaram de 6,8 a  $17,1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ , de 1,0 a  $2,7 \text{ kg DQO}/\text{m}^3.\text{d}$  e 0,7 a  $1,4 \text{ kg DBO}/\text{m}^3.\text{d}$ , efluente final de qualidade muito boa, com concentrações médias de DQO, DBO e SS em torno de 90 mg DQO/L, 30 mg DBO/L e 25 mg SS/L. Segundo NASCIMENTO (2001), com base nos resultados obtidos, pode-se afirmar que os filtros biológicos atuando como unidades de pós-tratamento de reatores UASB podem ser razoavelmente bem operados com cargas orgânicas volumétricas de até  $3 \text{ kg DQO}/\text{m}^3.\text{d}$  (até  $1,5 \text{ kg DBO}/\text{m}^3.\text{d}$ ) e taxas de aplicação hidráulica de até  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

COURA (1999), pesquisando o uso integrado de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e reatores de lodos ativados observou remoção média de DQO de 60% para o UASB e de 83% para o sistema anaeróbio/aeróbio.

O balanço de massa do sistema anaeróbio/aeróbio mostrou que a energia utilizada na aeração é 50% inferior a dos sistemas convencionais de lodo ativado sendo ainda possível gerar esta energia a partir da combustão do biogás. O sistema anaeróbio/aeróbio, portanto, é equivalente ao sistema convencional de lodo ativado no que concerne à qualidade do efluente e à produção de lodo, mas a fração digerida no sistema anaeróbio/aeróbio é muito maior e a fração oxidada muito menor, reduzindo-se assim os custos operacionais.

A Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo – EESC, USP vem desenvolvendo pesquisas utilizando processos aeróbios como pós-tratamento de efluentes de processos anaeróbios. Esta alternativa resulta em menor consumo de energia e produção de lodo, pois ocorre substancial remoção de matéria orgânica no processo anaeróbio com baixo consumo de energia. O lodo aeróbio gerado pela remoção do remanescente de matéria orgânica dos processos anaeróbios, em virtude de menor volume, pode ser digerido no reator anaeróbio (COLETTI, 1997).

SOUSA (1996), estudando um sistema composto de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo, seguido de dois reatores seqüenciais em batelada aeróbios alimentados continuamente por substrato sintético simulando esgoto sanitário e com temperatura controlada de 30°C, obteve remoção média de DQO, SSV, NTK e fósforo de 95, 96, 85 e 57 %, respectivamente. Com os resultados obtidos durante a pesquisa concluiu que esse sistema é uma alternativa para o tratamento de esgoto sanitário em regiões tropicais, pois apresenta baixo consumo de oxigênio (portanto baixo consumo de energia), baixa taxa de produção de lodo e alta eficiência de remoção de nutrientes e matéria carbonácea.

BÉLEM (1996), pesquisando um filtro biológico aeróbio de aeração forçada para tratamento de efluente anaeróbio obteve eficiências médias de remoção da DQO, DBO<sub>5</sub>, e SSV de 70, 73 e 64% para a taxa de aplicação

hidráulica de  $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ ; 55, 59 e 47% para  $7,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ ; e 40, 48 e 28% para  $13 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ .

COLETTI (1997), trabalhando com sistema de lodos ativados por batelada como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado, obteve valores médios de remoção de DBO bruta, DBO filtrada, DQO bruta e DQO filtrada superiores a 91, 91, 72 e 83%, respectivamente. Os resultados de remoção média de SST, SSF e SSV foram superiores a 76, 77 e 75%, respectivamente.

Operando o reator de lodos ativados em sistema contínuo como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado COLETTI (1997) obteve valores médios de DBO bruta, DBO filtrada, DQO bruta e DQO filtrada inferiores a 8, 5, 43 e 33 mg/L, respectivamente. As concentrações médias para os efluentes dos reatores aeróbios de SST, SSF e SSV foram inferiores a 6,5, 1,3 e 5,3 mg/L, respectivamente.

A associação de processos biológicos anaeróbios com o processo físico-químico por flotação (FAD) tem-se apresentado como alternativa atraente para o tratamento de esgotos sanitários, proporcionando boa eficiência de remoção de sólidos suspensos e de fósforo, além de redução significativa da carga orgânica residual, conforme demonstrado em estudos recentes desenvolvidos no Departamento de Hidráulica e Saneamento (EESC-USP).

PENETRA (1999) pesquisou flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de efluente de reator UASB. Aplicando quantidades de ar dissolvido na faixa de 16 a 19 g de ar/ $\text{m}^3$  de esgoto obteve eficiências de remoção por flotação de 95% de SST, 85% DQO e 95% de fosfato total. Considerando-se a eficiência global do Sistema "UASB seguido de unidade de flotação", obteve-se até 97% de remoção de DQO (concentração efluente na faixa de 20 a 30 mg/L), até 98% de remoção de fosfato total



(concentração efluente na faixa de 0,5 a 0,6 mg/L) e até 99% de remoção de SST (concentração efluente em torno de 2 mg/L).

### 3.2 – Ozônio

No início do século XX o ozônio começou a ser utilizado na França para desinfecção de água de abastecimento. Atualmente, o uso de ozônio está bastante difundido na Europa onde existem cerca de 1000 unidades de desinfecção funcionando em estações de tratamento de água. Inicialmente, o ozônio era utilizado exclusivamente para desinfecção de água, mas avanços tecnológicos na geração de ozônio tornaram seu uso mais competitivo para desinfecção de águas servidas. O ozônio também pode ser usado para controle de odor e tratamento avançado de esgotos para remoção da matéria orgânica recalcitrante (METCALF, 1991).

A desinfecção de efluentes de esgotos tem sido estudada extensivamente nos Estados Unidos desde o início dos anos 70. Os efeitos potencialmente adversos causados pelo uso extensivo de cloro como desinfetante de esgoto foram reconhecidos pelos governos do Canadá e dos Estados Unidos e levaram a uma descontinuação da exigência de desinfecção total nos Estados Unidos em 1976. A procura por alternativas efetivas ao cloro levou à utilização da radiação ultravioleta e ozônio como processos tecnicamente possíveis. Radiação Ultravioleta (UV) e ozônio têm sido considerados como melhor alternativa frente a cloração (para desinfecção de efluentes de esgotos), pois têm demonstrado eficiência na redução de organismos patogênicos nos ambientes de águas e esgotos (STOVER *et al.* apud WEF, 1996).

O ozônio pode ser utilizado para uma variedade de propósitos incluindo controle de odor, oxidação química e desinfecção. As vantagens da ozonização são as seguintes (Rosen apud WEF, 1996 e WEBER, 1972):

- Excelentes propriedades bactericidas e virais;
- Oxidante poderoso que reage rapidamente com a maioria dos compostos orgânicos e microrganismos presentes nas águas e esgotos;
- Pequenos tempos de tratamento (aproximadamente 10 minutos para ozônio comparado com 30 a 45 minutos do cloro);
- Menor dependência observada em relação ao pH e temperatura;
- Aumento da qualidade do fluxo de recarga resultado da alta concentração de oxigênio dissolvido no efluente desinfetado com ozônio;
- Tratamento de água com ozônio não conduz a uma elevação dos sólidos totais dissolvidos;
- Produzido a partir do oxigênio ou ar atmosférico com auxílio de descarga elétrica, e considerando os avanços tecnológicos torna-se bastante atrativo face a disponibilidade de ar atmosférico e os avanços na geração de energia elétrica;
- Melhorias na qualidade do esgoto (incluindo reduções na cor, odor e turbidez do efluente); e

Como desvantagens da ozonização podem ser destacadas:

- Para abastecimento de água o fato de não deixar residual tornar-se um inconveniente, sobretudo para a realidade brasileira, em que eventualmente ocorre recontaminação na rede de distribuição;
- Eficiência e custo dos equipamentos geradores de ozônio;
- Deficiência dos métodos de injeção de ozônio;
- Problemas de segurança associados com transporte e armazenamento, pois em mistura com o ar a 30% torna-se explosivo;
- Deve ser produzido no local de utilização e por isso requer mão de obra especializada.

O ozônio tem muitas das propriedades oxidativas desejadas para uso em tratamento de água. Ele é poderoso desinfetante e é capaz de oxidar muitos compostos orgânicos (ROSEN apud CALVOSA *et al.*, 1991); ele está prontamente disponível, é solúvel em água e facilmente monitorável; e é prontamente decomposto em O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O (CALVOSA *et al.*, 1991).

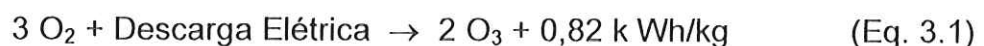
### 3.2.1 – Produção de ozônio

O ozônio ocorre na natureza como produto de reações fotoquímicas na estratosfera terrestre. Artificialmente, o método mais eficiente para produção de ozônio é a descarga elétrica (METCALF, 1991).

Segundo MAUSTELLER (1989), cerca de 5% da energia requerida é consumida na geração de ozônio, enquanto a maior parte é dissipada na forma de calor, e uma menor parte como energia luminosa.

Umidade do ar, vazão de ar, pressão do ar no interior do gerador de ozônio, potência aplicada aos eletrodos, temperatura da água de resfriamento do ar, concentração de ozônio e frequência da tensão aplicada são fatores que afetam a produção de ozônio (JOHNSON, 1975).

Devido a sua instabilidade e por questão de segurança, o ozônio deve ser gerado no momento e no local de aplicação. Para a maioria das aplicações o ozônio é gerado a partir de uma descarga elétrica (varia de 5 a 30kV) entre dois eletrodos através dos quais passa uma vazão de ar seco ou oxigênio (WEBER, 1972), cuja reação ocorre segundo a Equação 3.1.



A Figura 3.2 apresenta de forma esquemática o aparelho gerador de ozônio.

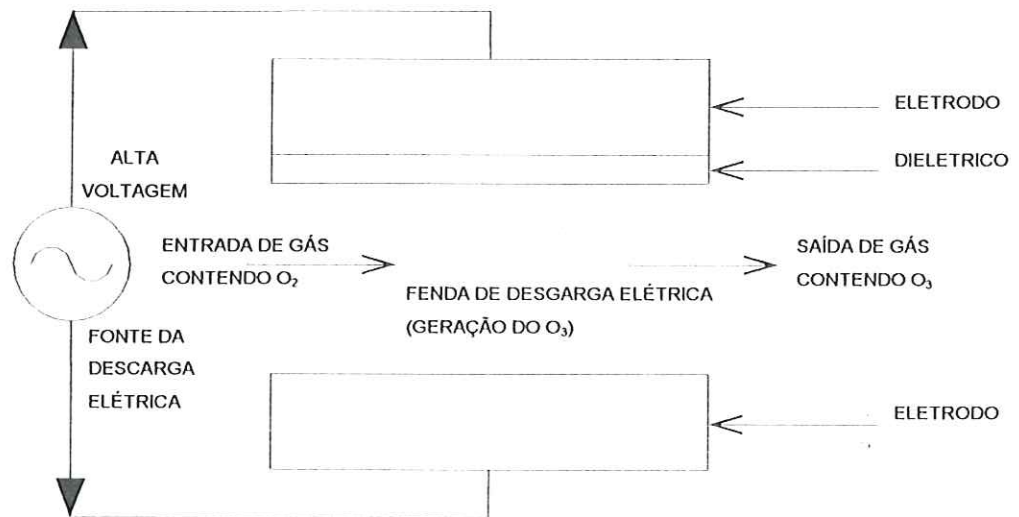


Figura 3.2 – Desenho esquemático do aparelho gerador de ozônio.  
Fonte: Adaptado de STOVER et al. apud WEF (1996)

Quando o gás de alimentação é o próprio ar atmosférico pressurizado, a produção de ozônio permanece em torno de 2% em peso. Frações maiores podem ser obtidas misturando-se oxigênio puro ao ar de entrada do sistema (cerca de 3% em peso de ozônio). A relativa instabilidade do gás gerado determina a necessidade de sua produção nas imediações do local onde será consumido (BILOTTA, 2000).

### 3.2.2 – Propriedades Físicas e Químicas

O ozônio, forma alotrópica triatômica do oxigênio, é onipresente; pode ocorrer na natureza e pode ser formado através do oxigênio, mas em qualquer caso, numa forma diluída. Ozônio tem odor penetrante descrito como feno cortado fresco, e numa concentração de aproximadamente 0,01ppm (v/v) é facilmente detectável pela maioria das pessoas. O odor é particularmente evidente após tempestades elétricas ou descargas semelhantes. É de interesse perceber todos os dias objetos como

fotocopiadoras e impressoras a laser produzem ozônio a níveis detectáveis (WEF, 1996).

O ozônio obedece a Lei de Boyle; sua solubilidade é proporcional à sua pressão parcial e à pressão total do sistema. É o agente oxidante mais poderoso que pode ser utilizado em escala prática para tratamento de água e esgotos (JOHNSON, 1975).

O gás ozônio é reportado a ser distintamente azul na matiz e é condensado a um líquido azul escuro abaixo de  $-111,9^{\circ}\text{C}$  (Hann e Manley, apud WEF, 1996). Ozônio líquido torna-se explosivo a aproximadamente 30% (m/m), assim como concentrações de gases comprimidos em misturas de ar-ozônio. Ozônio puro é 12,5 vezes mais solúvel na água que o oxigênio. Quando materiais que reagem com ozônio estão presentes na água a eficiência da transferência de massa do ozônio aumenta (WEF, 1996). As propriedades físicas e químicas do ozônio estão sumarizadas na Tabela 3.4.

*Tabela 3.4 – Propriedades do ozônio puro*

Propriedade	Valor
Peso Molecular	48
Ponto de Ebulição	$-111,9^{\circ}\text{C}$
Ponto de Congelamento	$-192,5^{\circ}\text{C}$
Temperatura Crítica	$-12,1^{\circ}\text{C}$
Pressão Crítica	5,53 MPa (54,6 atm)
Densidade (líquido)	1,358 g/mL a $-112^{\circ}\text{C}$ 1,571 g/mL a $-183^{\circ}\text{C}$ 1,614 g/mL a $-195,4^{\circ}\text{C}$
Densidade (gás)	2,144 g/L a $0^{\circ}\text{C}$ , 1 atm

Fonte: Adaptado de WEF (1996)

Segundo HOIGNÉ & STAEHELIN (1985), o conhecimento da cinética de decomposição do ozônio na água é de grande interesse devido sua larga aplicação nos processos de tratamento de águas e águas residuárias.

Dois mecanismos da decomposição do ozônio foram propostos: o mecanismo Staehelin, Bader e Hoigné (SBH) e o mecanismo Tomiyasu, Fukutomi e Gordon (TFG) (Chelkowska *et al.*; Staehelin e Hoigné; e Tomiyasu *et al.* apud WEF, 1996). Ambos sistemas descrevem a decomposição do ozônio em termos de três fases distintas, embora os compostos específicos e as reações variem. De acordo com Langlais *et al.* apud WEF (1996) estas fases são as seguintes:

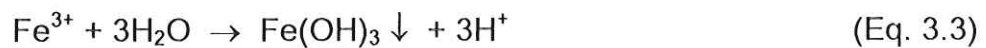
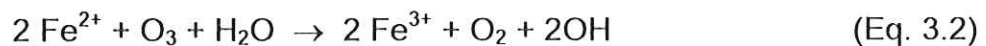
1. Iniciação;
2. Propagação ou promoção; e
3. Inibição.

Iniciação é o passo determinante na decomposição do ozônio. Este estágio envolve uma reação entre o ozônio e um iniciador para formar um íon radical superóxido ( $O_2^-$ ). O íon  $O_2^-$  então reage com ozônio, causando uma decomposição adicional do ozônio. Uma variedade de agentes como íons de hidróxido, radiação ultravioleta e substâncias húmicas podem atuar como iniciadores. Radicais hidroxilas ( $OH^\bullet$ ) são subprodutos intermediários formados durante a decomposição do ozônio. Promotoras são substâncias capazes de regenerar íons de  $O_2^-$  a partir de radicais hidroxilas. Por isso a decomposição do ozônio irá continuar até atingir uma concentração suficiente de promotores presentes na solução. A inibição ocorre quando os radicais hidroxilas são consumidos sem que tenha regeneração do  $O_2^-$ . Íons de Carbonato e Bicarbonato (alcalinidade dos esgotos) são dois inibidores comuns. Uma alta concentração de inibidores no esgoto pode inibir totalmente as reações em cadeia dos radicais livres, reduzindo as taxas de decomposição do ozônio (Doré *et al.* e Hoigné apud WEF, 1996).

O ozônio está sujeito a decomposição tanto na fase gasosa como na fase líquida. Na fase gasosa a decomposição geralmente aumenta com a temperatura e é catalisada por uma variedade de substâncias como metais, óxidos metálicos, carbono e umidade. Em solução aquosa a decomposição

do ozônio ocorre mais rapidamente, pois é catalisado rapidamente pelos íons hidróxidos (WEBER, 1972).

Na presença de ozônio, os metais de transição são levados a seus mais altos estados de oxidação, nos quais, em geral, são menos solúveis em meio aquoso e podem ser removidos por filtração. Um exemplo da ação oxidante do ozônio pode ser observado nas equações 3.2 e 3.3 (BILOTTA, 2000).



Outros metais que podem ser removidos são: chumbo, prata, cádmio, mercúrio e níquel.

### 3.2.3 – Oxidação química

Nos últimos anos, as diversas pesquisas realizadas com desinfecção de água e efluentes de esgotos com ozônio permitiram importantes avanços no entendimento das reações químicas que ocorrem durante o processo e suas implicações.

Apesar de seu elevado potencial oxidante, o ozônio é utilizado, geralmente, em etapas finais de tratamento de água e esgotos para desinfecção. Existem poucos trabalhos descritos na literatura sobre a utilização de ozônio para outros fins que não a desinfecção.

Tabela 3.5 – Potencial de oxidação referido ao eletrodo de hidrogênio a 25 °C, para a atividade unitária do íon de hidrogênio.

Espécie Desinfetante	Peso por mol (g)	Moléculas (mg/L)	Potencial de Oxidação (V)
O <sub>3</sub>	48,00	1,26 x10 <sup>19</sup>	+ 2,07
HOBr	96,91	6,21 x10 <sup>18</sup>	+ 1,59
HOCl	52,46	1,15 x10 <sup>19</sup>	+ 1,49
HOI	143,91	4,19 x10 <sup>18</sup>	+ 1,45
Cl <sub>2</sub>	70,90	8,50 x10 <sup>18</sup>	+ 1,36
Br <sub>2</sub>	159,81	3,77 x10 <sup>18</sup>	+ 1,07
NH <sub>2</sub> Cl	51,47	1,17 x10 <sup>19</sup>	+ 0,75
NH <sub>2</sub> Br	95,93	6,27 x10 <sup>18</sup>	+ 0,74
I <sub>2</sub>	253,81	2,38 x10 <sup>18</sup>	+ 0,54

Fonte: Adaptado de GADELHA (2000)

A ozonização pode ser usada para aumentar a biodegradabilidade dos compostos biologicamente resistentes; pequenas doses de ozônio podem ser suficientes para mudar a estrutura dos surfactantes não-iônicos, fazendo-os mais amenos para a quebra bacteriológica e aumentando as propriedades biodegradáveis do material (CALVOSA *et al.*, 1991).

Nos últimos anos, a ozonização tem sido considerada um tratamento químico oxidativo potencialmente eficiente para aumentar a biodegradabilidade de águas residuárias caracterizadas por elevadas concentrações de componentes tóxicos e não-biodegradáveis (JOCHIMSEN *et al.* 1997).

De acordo com GLAZE (1987), quando matéria orgânica está presente, a decomposição do ozônio é acelerada e as reações químicas tornam-se mais complexas. A natureza fortemente oxidante do ozônio lhe permite reagir com vários grupos funcionais orgânicos e organometálicos originando subprodutos de menor peso molecular, geralmente mais biodegradáveis que seus precursores. De modo geral, a reação ocorre



mediante a quebra da dupla ligação carbono-carbono, onde a ligação  $\pi$  age como espécie nucleofílica, isto é, ligação provedora de elétrons capaz de transferi-los para o átomo de oxigênio deficiente.

Segundo CALVOSA *et al.* (1991), a oxidação química de compostos orgânicos ocorre por múltiplos caminhos de reação, dependendo das condições de reação e da reatividade do composto orgânico.

A ozonização é um efetivo processo para descoloração de compostos orgânicos como substâncias húmicas e também para aumentar a biodegradabilidade destes compostos (SPEITEL JR. *et al.*; TAKAHASHI *et al.* apud ITO, 1998).

Segundo ITO (1998), ozonização não é efetiva para mineralização direta de precursores de trihalometanos, mas resulta num aumento da formação de compostos biodegradáveis.

LOPEZ *et al.* (1999), trabalhando com efluente secundário de estação de tratamento de esgoto combinado (esgoto doméstico e de indústria têxtil) observou que após a ozonização o valor da  $DBO_5$  aumentou de 0 para 75 ppm. Simultaneamente COT e DQO decresceram, respectivamente, de 190 para 135 ppm (diminuição de 29%) e de 595 para 290 ppm (redução de 51%).

Segundo LOPEZ *et al.* (1999), a remoção de DQO pode ser considerada como a soma de duas contribuições: a maior corresponde a redução de COT (completa oxidação de matéria orgânica para  $CO_2$ ) e a outra associada a oxidação parcial de substratos orgânicos. A oxidação parcial transforma os poluentes recalcitrantes em subprodutos biodegradáveis, comprovado pelo aumento da  $DBO_5$  de 0 para 75 ppm.

JOCHIMSEN et al. (1997), pesquisando o tratamento de esgoto de curtume por meios biológicos e oxidativos (1ª etapa – tanque aeróbio com recirculação de lodo de excesso; 2ª etapa – oxidação com ozônio; e 3ª etapa – tanque aeróbio) concluiu que a oxidação com ozônio foi eficiente para “quebrar” os compostos orgânicos recalcitrantes, resultando numa redução de DQO da ordem de 95% para todo o processo de tratamento.

LOPEZ et al. (1998), trabalhando com solução aquosa de poluente recalcitrante concluiu que, após ozonização, a biodegradabilidade da solução, expressa pela relação  $DBO_5/DQO$ , teve aumento significativo após os 10 primeiros minutos de ozonização, quando o valor da relação  $DBO_5/DQO$  variou de 0 a 0,75. O posterior decréscimo deste valor tem sido atribuído a continuada ozonização de subprodutos da ozonização primária (primeiros 10 minutos) do composto recalcitrante que pode levar a formação de subprodutos mais tóxicos e/ou menos biodegradáveis que os subprodutos intermediários.

NISHIJIMA et al. (1998), pesquisando o tratamento de água com elevada concentração de partículas orgânicas por dois processos (microfiltração seguido de ozonização passando por carbono ativado; e biofiltro seguido de ozonização passando por carbono ativado) concluíram que a ozonização, além de converter matéria orgânica recalcitrante em matéria biodegradável, converteu matéria orgânica particulada em matéria orgânica dissolvida.

Novos sistemas combinando tratamento biológico e ozonização intermitente têm sido desenvolvidos para reduzir a quantidade de lodo a ser descartado com pequena quantidade de ozônio. Nesses sistemas, quando o lodo ativado é recirculado para o tanque de aeração, o ozônio é aplicado em dosagens intermitentes. Resultados experimentais têm mostrado uma queda de 50% na geração de lodo utilizando apenas 30% do ozônio necessário caso fosse utilizado ozonização contínua. A ozonização do lodo tem

pequena influência na qualidade do efluente, mas em alguns casos são observadas pequenas melhorias (KAMIYA, 1998).

### 3.2.4 – Transferência de Massa

Embora altamente solúvel em água<sup>5</sup>, a baixa pressão parcial do ozônio no gás de alimentação (2 a 3% em peso) limita sua disponibilidade na solução (BILOTTA, 2000).

Segundo RICE & NETZER apud GADELHA (2000), os sistemas mais comuns de aplicação do ozônio são os processos heterogêneos, que envolvem transferência de massa de ozônio por meio de bolhas, para o meio aquoso, pela interface gás / líquido.

Variações na temperatura e pH do efluente, bem como na velocidade de agitação e fluxo de gás interferem consideravelmente na transferência de massa gás-líquido. Embora a diminuição da temperatura e pH do meio resultem em aumento na taxa de ozônio absorvido, o aumento da temperatura e pH reduz a fração residual e, assim, acelera a decomposição do ozônio favorecendo a ozonização (WEF, 1996).

CHIANG et al. (1999), pesquisando reator de coluna com dispersão gasosa em contra-corrente observou a influência do fluxo de gás na concentração de ozônio dissolvido. As bolhas produzidas no difusor devem ser pequenas (maior superfície específica) para permitir um melhor contato entre o ar ozonizado e as substâncias dissolvidas no líquido.

---

<sup>5</sup> Cerca de 13 vezes mais solúvel que o O<sub>2</sub>, sob a mesma pressão parcial.

## 4 – MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa teve como objetivo estudar a influência do ozônio como auxiliar no pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbico em uma célula de aeração que simula um reator de lodos ativados. O efluente do reator anaeróbico recebia ozônio (por batelada) em uma câmara de ozonização à parte, de onde era levado para o reator de lodos ativados.

Para o desenvolvimento da pesquisa foram utilizados o reator anaeróbico compartimentado em escala piloto existente no Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos, LTR<sup>6</sup>, o gerador de ozônio Qualid'Or em escala de laboratório e o reator de lodos ativados em escala laboratorial. Estes equipamentos foram largamente utilizados em pesquisas desenvolvidas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos.

O ozônio foi aplicado ao efluente anaeróbico, por batelada, em três concentrações (5, 10 e 15 mg/L) para dois tempos de contato 30 e 50 minutos.

O pós-tratamento aeróbico por meio de reator de lodos ativados teve tempo de detenção hidráulica de 24 horas e idade de lodo de 10 dias. O reator de lodos ativados recebia o efluente do reator anaeróbico e tinha suas descargas de efluente por batelada, operação realizada 4 vezes por dia,

---

<sup>6</sup> Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos

tendo 1/4 do volume total substituído em cada vez procurando simular um reator de fluxo contínuo.

#### 4.1 – Caracterização da Água Residuária

O efluente anaeróbio utilizado para o desenvolvimento da pesquisa foi retirado do reator anaeróbio compartimentado composto por três câmaras e um filtro de pedregulho com volume total de 11m<sup>3</sup>. Este reator encontra-se no Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos, LTR e foi utilizado em diversos trabalhos realizados na EESC, tais como COLETTI (1997), POVINELLI (1994) e NOUR (1996).

O reator anaeróbio compartimentado é alimentado pelo esgoto sanitário proveniente da rede coletora pública que passa pelo Campus da Escola de Engenharia de São Carlos. É precedido por uma grade de barras para retenção de sólidos grosseiros e um tanque de equalização de onde o esgoto é bombeado para o reator.

Esse reator foi utilizado em diversas pesquisas desenvolvidas no Departamento de Hidráulica e Saneamento. Entretanto, é importante ressaltar que a presente pesquisa iniciou-se após um longo período de inatividade desse reator anaeróbio em virtude de uma reforma e limpeza a que foram submetidos o reator e sua área próxima, tendo esta passado por uma reestruturação que deu origem ao novo laboratório (LTR). Devido ao longo período sem operação foi necessário dar nova partida no reator anaeróbio, e em virtude disso seu efluente apresentou grandes oscilações de qualidade durante o período da pesquisa. Outro agravante foi que o sistema tanque de equalização de esgoto doméstico bruto e bombas de recalque, construído para garantir fluxo contínuo de esgoto no reator anaeróbio durante as 24 horas do dia, apresentou problemas nos meses iniciais de funcionamento do sistema (que coincidiram com os meses da

pesquisa), o que veio a interferir na qualidade do efluente do reator anaeróbio.

Todos os exames e análises para caracterização das águas residuárias foram realizados segundo os métodos descritos em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995).

## **4.2 – Ozonização**

O ozônio foi usado nesta pesquisa com o intuito de verificar sua influência como coadjuvante no pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbio que passaria ainda por um reator aeróbio. O efluente anaeróbio recebeu dosagens variadas de ozônio numa câmara de ozonização construída na própria EESC e idealizada para promover o melhor contato entre as bolhas de ozônio e o líquido a ser ozonizado.

A seguir, serão descritos a unidades experimental de geração de ozônio, sua operação e controle e os métodos e análises para quantificar a produção e consumo de ozônio.

### **4.2.1 – Descrição da unidade experimental**

A eficiência na geração de ozônio está diretamente relacionada com a eficiência de remoção de óleo, poeira e umidade do gás que receberá a descarga elétrica. Caso o gás introduzido contenha óleo ou partículas de poeira estes poderão aderir à superfície do dielétrico e outras partes do gerador de ozônio, reduzindo a eficiência da produção de ozônio e levando a falhas prematuras do sistema. A umidade quando presente no gás aumenta o consumo de energia para manter o mesmo nível de produção de ozônio,

além de provocar a redução da vida útil do dielétrico (MANUAL OF PRACTICE: FD-10, 1996).

Desta forma, para esta pesquisa, o aparelho gerador de ozônio (ozonizador), já usado em diversas pesquisas desenvolvidas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos tais como os mestrados de Roberto Franca Gadelha, Patrícia Bilotta, Flávia Talarico Saia entre outros, recebeu alguns equipamentos que permitiram o fornecimento de ar mais puro, isento de óleo, com baixos teores de particulados e umidade.

Um desenho esquemático do sistema gerador de ozônio está mostrado na Figura 4.1, e suas características estão descritas a seguir.

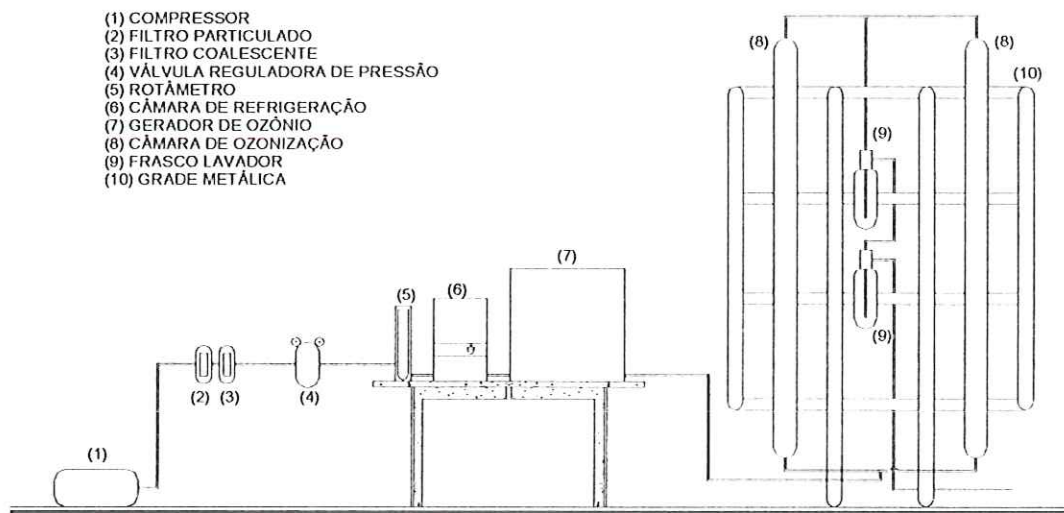


Figura 4.1 - Desenho Esquemático do Sistema Gerador de Ozônio

### Compressor

Foi utilizado um compressor da marca SCHULZ, modelo MS-3,7/6 com ajuste de pressão de 1 a 8 bar, isento de óleo. Um reservatório com

capacidade para 6 L fornece vazão contínua de ar, sem necessidade do funcionamento contínuo do compressor.

A pressão de saída do compressor foi mantida em 2 bar.

### **Filtros**

O compressor possui um sistema de filtração capaz de remover partículas grosseiras, entretanto para remoção de partículas finas e umidade do ar são necessários filtros específicos.

Para a remoção de partículas finas foi utilizado um filtro de partículas que retém partículas maiores que  $0,03 \mu\text{m}$ . Um filtro coalescente foi utilizado para redução da umidade do ar mandado para o gerador de ozônio.

Os filtros foram instalados em série próximos à saída do compressor.

### **Regulador de Pressão**

Consiste em uma válvula de baixa pressão Oxyjunior 4A Classe 2 – tipo GPL Acetileno e dois manômetros. No primeiro manômetro obtém-se aproximadamente a pressão de saída (do compressor) do gás, e no segundo manômetro tem-se a pressão aproximada de entrada no gerador de ozônio<sup>7</sup>, sendo esta ajustada manualmente.

Por limitação do gerador de ozônio a pressão não pode exceder 0,5 bar. Pressões superiores a 0,5 bar podem romper a célula onde ocorre a descarga elétrica, resultando em queda de produtividade do gerador ou interrupção de geração de ozônio.

---

<sup>7</sup> Escala de 0 a 40 bar e 0 a 2,5 bar, respectivamente.



### **Rotâmetro**

Para regular a produção de ozônio aplicado ao efluente anaeróbio foi preciso estabelecer uma relação entre vazão de ar que passa pelo ozonizador e parcela de ozônio gerado.

Com a finalidade de conhecer a vazão de ar que entra no ozonizador foi utilizado um rotâmetro modelo MLW PRUFGERATE LD. O rotâmetro possui uma coluna de vidro graduada de 40 a 350 L/h com um marcador metálico que flutua em função da vazão de ar estabelecida.

### **Câmara de resfriamento**

Para otimização do sistema foi instalado um refrigerador de ar modelo BELLIERE na saída do rotâmetro.

O ar circula por uma serpentina imersa em água a 4°C, promovendo a condensação de gotículas de água que podem ser removidas através de um recipiente de acumulação externo.

### **Gerador de ozônio**

O equipamento usado para produzir ozônio tem suas características descritas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Características técnicas do gerador de ozônio utilizado

Especificações Técnicas	
Pressão máxima	0,50 kgf/cm <sup>2</sup>
Peso	40 kg
Dimensões	50 cm x 50 cm x 30 cm
Tensão	220 V
Vazão máxima	12 L/min
Amperímetro <sup>a</sup>	0 – 2 A
Manômetro	0 – 2 kgf/cm <sup>2</sup>
Intensidade <sup>b</sup>	Mínima, média e máxima
Capacidade <sup>c</sup>	8 gO <sub>3</sub> /h

(a) Em condições normais em torno de 1,2 A

(b) Chave seletora do gerador de ozônio para o ajuste de produção

(c) Na prática, a produção de ozônio mostrou-se muito inferior a 8 g O<sub>3</sub>/h

O ozonizador funcionou em ambiente arejado para evitar acúmulo de ozônio, gás extremamente tóxico em concentrações elevadas

### Colunas de Ozonização

Foram utilizadas duas colunas de PVC, funcionando em paralelo, com diâmetro de 100mm e dois metros de comprimento. Na extremidade de cada coluna foi utilizado um adaptador soldável com rosca e um cap. No cap inferior foi adaptado um registro de ½" para descarte do efluente ozonizado e uma pedra porosa conectada a um registro de agulha para controle da entrada de ozônio e sua difusão. No cap superior foi adaptado um registro de ½" para permitir o enchimento da coluna com a amostra a ser ozonizada e um bico para remoção do gás introduzido na coluna.

Para cada ensaio de ozonização a coluna recebia 12 L de amostra.

### Frasco Lavador

O gás que escapa da coluna de ozonização segue através de mangueira para dois frascos lavadores vedados e funcionando em série. Para determinação do ozônio não consumido, chamado de "off-gás", foi utilizado o método iodométrico. Para tanto, antes do início de cada ensaio, os frascos lavadores recebiam 500mL de solução de Iodeto de Potássio a 2%.

#### 4.2.2 – Determinação da Produção de Ozônio

Antes do início dos ensaios de ozonização foi necessário determinar a relação vazão de ar, tempo de contato e produção de ozônio. Para tanto utilizou-se o método iodométrico, segundo APHA (1995), conforme descrito a seguir.

A coluna de ozonização é preenchida com 12 L de solução de Iodeto de Potássio (KI) a 2%. Aciona-se o gerador de ozônio e com o rotâmetro define-se uma vazão constante de ar. A solução de Iodeto de Potássio é ozonizada durante o tempo de contato desejado para a experiência<sup>8</sup>. A solução submetida à ozonização é coletada num recipiente com capacidade para 12,5 L na qual ocorre a homogenização.

Recolhe-se um volume de 200mL de amostra, fixa-se o ozônio na amostra com 2 mL de solução de ácido sulfúrico 1N ( $H_2SO_4$ , 1N) para cada 100mL de amostra. Em seguida a amostra é titulada com solução de Tiosulfato de Sódio 0,025N ( $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ , 0,025N) até adquirir coloração amarelo palha. Neste ponto é adicionado 2mL de solução indicadora de amido, levando a amostra a um tom azulado. A titulação com

---

<sup>8</sup> Para o presente estudo 30 e 50 minutos.

Tiosulfato de Sódio 0,025N continua até o desaparecimento da cor azul. Anota-se o volume total de Tiosulfato de Sódio consumido.

A produção de ozônio é calculada pela equação 4.1

$$P = N \cdot 1440 \cdot (V_T - V_b) \cdot V_L / (V \cdot t)$$

P: Produção de ozônio, em g O<sub>3</sub>/h;

N: Normalidade do titulante (0,025N);

t: Tempo de contato, em minutos;

V: Volume coletado de amostra (200mL);

V<sub>L</sub>: Volume de líquido na coluna (12L);

V<sub>T</sub>: Volume do titulante consumido, em mL;

V<sub>b</sub>: Volume do titulante consumido no branco, em mL.

O volume V<sub>b</sub> corresponde à titulação de substâncias oxidantes presentes na solução de Iodeto de Potássio antes da ozonização. Para determinação do valor do branco uma amostra de 200mL da solução de Iodeto de Potássio não ozonizada era titulada com Tiosulfato de Sódio (V<sub>Tb</sub>) e solução de Iodo 0,005N (V<sub>i</sub>). A somatória dos volumes V<sub>Tb</sub> e V<sub>i</sub> fornece o valor de V<sub>b</sub> (APHA,1995).

Relacionando a produção de ozônio para diferentes vazões de ar e diferentes ajustes de potência do gerador de ozônio foi possível construir curvas de produção de ozônio em função da vazão de ar. Os valores de produção de ozônio adotados para a pesquisa foram obtidos utilizando-se a equação 4.2 .

$$P = D \cdot V_L \cdot 6 \cdot 10^{-2} / t$$

D: Dosagem de ozônio, em mg/L;

6 . 10<sup>-2</sup>: Fator de conversão, de minuto em hora e mL em L.

Antes da ozonização, tanto nos ensaios de determinação da produção de ozônio como na ozonização do efluente do reator anaeróbio, o ozonizador era aquecido durante 5 minutos segundo recomendação do fabricante<sup>9</sup>. Em seguida as colunas recebiam o efluente a ser ozonizado e os frascos lavadores recebiam soluções de Iodeto de Potássio novas para continuidade dos ensaios.

- Ozônio residual na Amostra

Para determinação da parcela de ozônio residual na amostra foi utilizado o método colorimétrico do DPD – Dietil-p-fenilenediamina. O método baseia-se na leitura da absorbância relativa à solução (amostra ozonizada, reagente DPD e solução tampão) em cubeta de quartzo com capacidade para 12 mL.

Após a ozonização eram coletadas duas amostras de 12 mL. Uma das amostras era utilizada como branco (amostra de referência) e a outra recebia reagente DPD e solução tampão para determinação do ozônio residual.

O equipamento utilizado para efetuar a leitura da absorbância foi o espectrofotômetro *Dulcotest DT 11*. A leitura foi feita no comprimento de onda de 528 nm, e o resultado final era fornecido em mg O<sub>3</sub>/L.

- Ozônio não consumido pela amostra (*off-gas*)

A parcela de ozônio não consumida pela amostra era capturada nos frascos lavadores e era quantificada pelo método iodométrico, já descrito na seção 4.2.2.

---

<sup>9</sup> Coluna preenchida com água e os frascos lavadores com Iodeto de Potássio para captura do gás produzido.

### 4.3 – Reator Aeróbio em escala de laboratório

A unidade de pós-tratamento de efluente anaeróbio utilizada constitui-se de uma célula de aeração em escala laboratorial com quatro câmaras e quatro aeradores de aquário (Figura 4.2) que simula um reator de lodos ativados. Foi instalada no Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos, próxima ao Reator Anaeróbio Compartimentado e às colunas de ozonização. Essa unidade já foi usada em inúmeras pesquisas desenvolvidas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, como BLUNDI (1982), KATO (1982), SANT'ANNA (1982), LARANJEIRA (1989), COLETTI (1997), entre outros.

#### 4.3.1 – Descrição da unidade experimental

A célula de aeração foi construída em acrílico transparente e é composta de quatro câmaras independentes com capacidade individual de 10,2 litros, com suas formas e dimensões mostradas na Figura 4.2. Cada câmara possui um tanque de aeração seguido de um decantador, separados por uma cortina fixa. Em virtude das características físicas da câmara, o reator funcionava em regime de mistura completa e retorno contínuo de lodo. Na parte superior da câmara estava o ponto de coleta dos efluentes, que para o presente trabalho permaneceu vedado, e na parte inferior a entrada de ar (que também permaneceu vedada) e o dreno, que foi utilizado para coleta de amostra do tanque de aeração.

A aeração das câmaras foi realizada com 4 aeradores de aquário com duas saídas de ar. Cada aerador fornecia ar para uma câmara de forma a garantir sempre concentração de oxigênio dissolvido superior a 2 mg/L e boa agitação no reator. A difusão de ar foi obtida com a utilização de pedras porosas. Quando houve interrupção do fornecimento de energia elétrica no

laboratório foram utilizados aeradores de aquário a pilha com uma saída de ar.

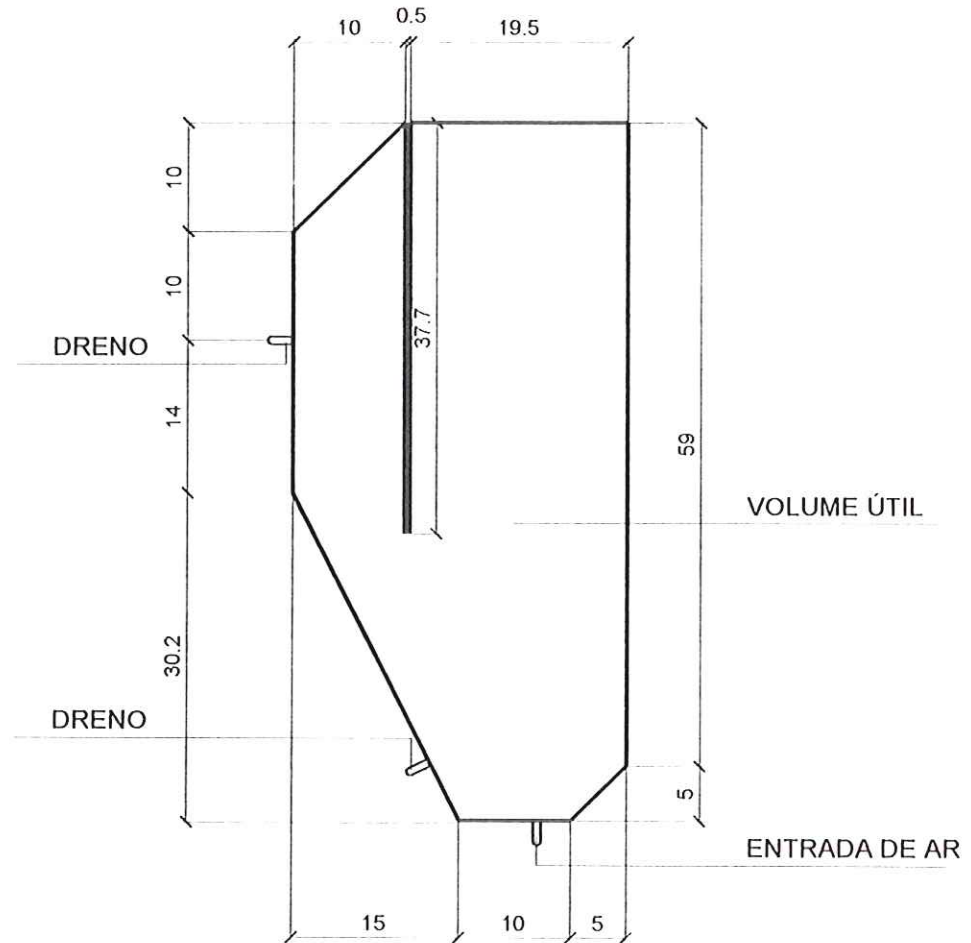


Figura 4.2 - Desenho do Reator de Lodos Ativados em Escala Laboratorial

Durante os ensaios a totalidade da câmara funcionou como tanque de aeração. Por isso a sedimentação da parcela retirada para substituição do substrato foi feita em frascos de 2,5 litros, um para cada câmara, os quais desempenharam a função de decantadores secundários.

Para obter tempo de retenção celular de 10 dias foi feito, diariamente, o descarte de 1 litro de liquor presente em cada câmara.

### 4.3.2 – Aclimação

A unidade de lodos ativados em escala laboratorial encontrava-se desativada no início dos trabalhos, sendo necessário dar a partida da unidade antes do início dos ensaios. Para tanto utilizou-se como inóculo o lodo proveniente do sistema de tratamento por lodos ativados da indústria FABER CASTELL LTDA, localizada na cidade de São Carlos, Estado de São Paulo, por apresentar boa sedimentabilidade e baixa concentração de microrganismos filamentosos.

A aclimação dos microrganismos aeróbios ao efluente do reator anaeróbio compartimentado utilizado na pesquisa foi iniciada colocando em cada câmara 3 litros de lodo e 7 litros do efluente anaeróbio. Após 24 horas de aeração contínua foram retirados 2,5 litros do conteúdo de cada reator, descartando-se o sobrenadante após duas horas de sedimentação. O lodo sedimentado retornava para a respectiva câmara e o volume da câmara era completado com efluente anaeróbio até 10 litros. Este procedimento era repetido 4 vezes por dia com intervalo médio de 5 horas conforme Tabela 4.2. O período de aclimação durou 15 dias.

*Tabela 4.2 – Freqüência de descargas e adição de água residuária no reator de lodos ativados no período de aclimação*

Descargas do reator aeróbio		Tempo de Sedimentação (hora)	Adição de água residuária ao reator aeróbio <sup>a</sup>	
Horário	Volume (L)		Horário	
07:00	2,5	02:00	09:00	
12:00	2,5	02:00	14:00	
17:00	2,5	02:00	19:00	
22:00	2,5	02:00	24:00	

(a) Volume de afluxo suficiente para completar 10 litros após o retorno do lodo sedimentado



Essa forma de fluxo de esgoto no reator de lodos ativados não se caracteriza como batelada nem como contínuo, por isso durante a pesquisa foi convencionado classificar o regime de fluxo como fluxo por batelada simulando contínuo uma vez que em cada ciclo era retirada uma parcela significativa do volume do reator para sedimentação e o reator continuava sua aeração até o restabelecimento do volume de trabalho de 10 litros.

Durante a fase de aclimação o pH e o oxigênio dissolvido foram monitorados para que sempre se mantivessem em valores próximos a 7 e superiores a 2 mg/L respectivamente.

#### 4.3.3 – Operação e Controle

A pesquisa foi realizada em três etapas nas quais as câmaras foram operadas simultaneamente sob as mesmas condições (Tabela 4.3) para permitir comparação entre os resultados obtidos.

Tabela 4.3 – Condições Operacionais das Câmaras de Aeração

Variável	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Número de Câmaras <sup>a</sup>	4	4	3
Tempo de Ozonização (t)	30 min	50 min	30 e 50 min <sup>b</sup>
Dose de Ozônio (D)	5; 10 e 15 mgO <sub>3</sub> /L <sup>c</sup>	5; 10 e 15 mgO <sub>3</sub> /L <sup>c</sup>	15 mg O <sub>3</sub> /L
Tempo de Detenção Hidráulico (θh)	24 horas	24 horas	12 horas
Tempo de Retenção Celular (θc)	10 dias	10 dias	10 dias

(a) Câmara 1 recebeu amostra sem ozônio para ser utilizado como referência (branco);

(b) Tempo de ozonização das amostras das câmaras 2 e 3. Câmara 4 não foi utilizada;

(c) Dosagens de Ozônio para as câmaras 2, 3 e 4, respectivamente.

Nas duas primeiras etapas foram utilizadas quatro câmaras que foram operadas com tempo de detenção hidráulica de 24 horas. Para a terceira etapa foram utilizadas três câmaras, que tiveram tempo de detenção

hidráulica de 12 horas. Todas as etapas tiveram tempo de retenção celular de 10 dias. Não houve controle de temperatura, apenas monitoramento.

Durante a primeira e segunda etapas da pesquisa as adições e descargas de água residuária ocorriam quatro vezes por dia, com intervalos médios de cinco horas. Em cada ciclo eram transferidos 2,5 litros de cada reator para um frasco onde ocorria a sedimentação durante duas horas. O sobrenadante era descartado e o lodo retornava para o reator. Os intervalos de alimentação do reator são semelhantes ao período de aclimação do reator de lodos ativados e estão mostrados na Tabela 4.4.

*Tabela 4.4 – Frequência de descargas e adição de água residuária no reator de lodos ativados nas primeira e segunda etapas*

Descargas do reator aeróbio		Tempo de Sedimentação (hora)	Adição de água residuária ao reator aeróbio <sup>a</sup>	
Horário	Volume (L)		Horário	
07:00	2,5	02:00	09:00	
12:00	2,5	02:00	14:00	
17:00	2,5	02:00	19:00	
22:00	2,5	02:00	24:00	

(a) Volume de afluxo suficiente para completar 10 litros após o retorno do lodo sedimentado

Para a terceira etapa foram utilizadas três câmaras, que foram operadas com tempo de detenção hidráulica de 12 horas. Para tornar viável a operação do reator de lodos ativados permitindo que o regime de fluxo mantivesse condições semelhantes às etapas anteriores a operação de alimentação e descarga do reator foi realizada 6 vezes ao longo do dia. Os intervalos médios eram de três horas e meia, e o tempo de sedimentação foi reduzido para uma hora e meia, sem prejuízo de perda de lodo, pois este apresentava boa sedimentabilidade. Na primeira e última descarga do reator de lodos ativados de cada dia o volume retirado era de 4 litros. Nos demais

horários eram retirados 3 litros de cada câmara. O ciclo da terceira etapa esta descrito na Tabela 4.5.

*Tabela 4.5 – Freqüência de descargas e adição de água residuária no reator de lodos ativados na terceira etapa*

Descargas do reator aeróbio		Tempo de Sedimentação (hora)	Adição de água residuária ao reator aeróbio <sup>a</sup>
Horário	Volume (L)		Horário
06:00	4,0	01:30	07:30
09:30	3,0	01:30	11:00
13:00	3,0	01:30	14:30
16:30	3,0	01:30	18:00
20:00	3,0	01:30	21:30
23:30	4,0	01:30	01:00

(a) Volume de afluxo suficiente para completar 10 litros após o retorno do lodo sedimentado

A aeração das câmaras não foi interrompida durante o período de sedimentação em nenhuma das etapas da pesquisa<sup>10</sup>.

Cada câmara era alimentada com água residuária distinta. Nas 2 etapas iniciais a câmara 1 recebia o efluente anaeróbio bruto, e as câmaras 2, 3 e 4 recebiam o efluente anaeróbio ozonizado com 5, 10 e 15 mg O<sub>3</sub>/L<sup>11</sup>, respectivamente. Na primeira etapa o tempo de ozonização das amostras foi de 30 minutos, e na segunda etapa utilizou-se 50 minutos. Para a terceira etapa foram utilizadas três câmaras, com a primeira recebendo efluente anaeróbio bruto e as outras duas recebendo efluentes anaeróbios ozonizados com 15 mg O<sub>3</sub>/L com tempo de contato de 30 minutos e 15 mg O<sub>3</sub>/L com tempo de contato de 50 minutos.

<sup>10</sup> Aclimação, primeira, segunda e terceira etapa.

<sup>11</sup> Denominados respectivamente de AB, AO5, AO10 e AO15.

A Tabela 4.6 apresenta a nomenclatura utilizada para as amostras em cada fase, suas descrições e abreviações.

*Tabela 4.6 – Amostras utilizadas, abreviaturas e identificação da fase que foi utilizada*

Amostra	Sigla	Fase de Utilização		
		Fase 1	Fase 2	Fase 3
Afluente Anaeróbio Bruto (sem O <sub>3</sub> )	AB	x	x	x
Afluente Anaeróbio Ozonizado, 5 mgO <sub>3</sub> /L	AO5	x	x	
Afluente Anaeróbio Ozonizado, 10 mgO <sub>3</sub> /L	AO10	x	x	
Afluente Anaeróbio Ozonizado, 15 mgO <sub>3</sub> /L	AO15	x	x	
Efluente de Lodos Ativados sem O <sub>3</sub>	ELA	x	x	x
Efluente de Lodos Ativados c/ O <sub>3</sub> , 5 mgO <sub>3</sub> /L <sup>a</sup>	EO5	x	x	
Efluente de L. Ativados c/ O <sub>3</sub> , 10 mgO <sub>3</sub> /L <sup>a</sup>	EO10	x	x	
Efluente de L. Ativados c/ O <sub>3</sub> , 15 mgO <sub>3</sub> /L <sup>a</sup>	EO15	x	x	
Afluente Anaeróbio Ozonizado, 15 mgO <sub>3</sub> /L, Tc = 30min	AO15-30			x
Afluente Anaeróbio Ozonizado, 15 mgO <sub>3</sub> /L, Tc = 50min	AO15-50			x
Efluente de L. Ativados c/ O <sub>3</sub> , 15 mgO <sub>3</sub> /L, Tc = 30min <sup>a</sup>	EO15-30			x
Efluente de L. Ativados c/ O <sub>3</sub> , 15 mgO <sub>3</sub> /L, Tc = 50min <sup>a</sup>	EO15-50			x

(a) Efluente de reator de lodos ativados não era ozonizado, apenas o afluente do reator.

Em todas as etapas o efluente anaeróbio bruto foi utilizado como referência de comparação (branco) para avaliar a influência do ozônio no processo.

Para a primeira e segunda etapas o efluente anaeróbio era recolhido e ozonizado no último horário de descarga de cada dia. A amostra

ozonizada era utilizada para complementar o volume do reator de lodos ativados e o restante era guardado num refrigerador para ser utilizado no dia seguinte. Para a terceira etapa, com tempo de detenção hidráulico de 12 horas, a coleta e ozonização do efluente anaeróbio eram realizadas duas vezes por dia, por volta das 13h e das 23h30min.

Durante as mudanças de etapas o liquor presente na câmara era preservado, beneficiando desta forma o processo, uma vez que os microrganismos já se apresentavam aclimatados com efluente anaeróbio ozonizado. Esse procedimento levou a uma redução nos tempos previstos para se atingir o equilíbrio dinâmico nas segunda e terceira etapas.

O pH do reator de lodos ativados foi medido por meio de potenciômetro modelo HORIBA F-21 e ajustado, quando necessário, para valores próximos de 7 com adição de hidróxido de sódio 1N ou ácido sulfúrico 1N.

As temperaturas dos reatores de lodos ativados foram monitoradas com termômetro de mercúrio.

#### 4.3.4 – Análises e exames

Os resultados serão discutidos em torno do parâmetro DQO que para esse trabalho foi utilizado como indicador da estabilização do reator de lodos ativados. A avaliação da relação DBO/DQO permitirá verificar a ocorrência de incremento na biodegradabilidade das amostras, objetivo da presente pesquisa. Além da DQO e DBO foram monitorados parâmetros como sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), pH, alcalinidade, coliformes totais e coliformes fecais.

Os parâmetros analisados e a frequência média das análises e exames realizados nos ensaios estão apresentados na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Parâmetros analisados e frequência média das análises e exames realizados por fase

Parâmetro Analisado	Frequência Média das Análises e Exames <sup>a</sup> (por reator)		
	Fase 1 <sup>b</sup>	Fase 2 <sup>b</sup>	Fase 3 <sup>c</sup>
T (°C) <sup>d</sup>	2 x por dia	2 x por dia	2 x por dia
pH (adimensional) <sup>d</sup>	2 x por dia	2 x por dia	2 x por dia
Alcalinidade (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
OD (mg/L) <sup>d</sup>	2 x por dia	2 x por dia	2 x por dia
O <sub>3</sub> Residual	1 x por dia	1 x por dia	1 x por dia
DBO bruta (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
DBO filtrada (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
DQO bruta (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
DQO filtrada (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
ST (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
SF (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
SV (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
SST (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
SSF (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
SSV (mg/L)	2 x por semana	2 x por semana	2 x por semana
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
NTK (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
NH <sub>3</sub> (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas	1 x por 2 semanas
Coliformes Totais (NMP/100mL) <sup>e</sup>	1 x por fase	1 x por fase	1 x por fase
Coliformes Fecais (NMP/100mL) <sup>e</sup>	1 x por fase	1 x por fase	1 x por fase

(a) Frequência das análises e exames por amostra;

(b) 4 reatores, cada reator com duas amostras: afluente e efluente;

(c) 3 reatores, cada reator com duas amostras: afluente e efluente;

(d) Parâmetros quantificados nos reatores;

(e) Número mínimo de exames.

## 5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesse capítulo os resultados obtidos durante a fase experimental serão apresentados e discutidos.

A fase experimental foi dividida em três etapas nas quais foram variadas as características das amostras, alterando-se o tempo de ozonização, e o tempo de detenção hidráulica do reator de lodos ativados.

A apresentação dos resultados será feita em três itens, que são: ensaios da 1ª etapa; ensaios da 2ª etapa; e ensaios da 3ª etapa. Os resultados serão discutidos avaliando-se o parâmetro DQO que para esse trabalho foi utilizado como indicador da estabilização do reator de lodos ativados. A avaliação da relação DBO/DQO permitirá verificar a ocorrência de incremento na biodegradabilidade das amostras, objetivo da presente pesquisa. Parâmetros como sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), pH, alcalinidade, coliformes totais e coliformes fecais foram quantificados esporadicamente, com exceção da série dos sólidos que foi monitorada durante todas as etapas, e desta forma não puderam fornecer uma seqüência de informações que permitissem chegar a conclusões.



### 5.1 – Ensaio da 1ª Etapa

Para a primeira etapa foram utilizadas quatro câmaras do reator de lodos ativados em escala laboratorial. Cada câmara recebeu efluente anaeróbio submetido a dosagens diferentes de ozônio<sup>12</sup>. O tempo de retenção hidráulica de cada câmara foi de 24 horas e a idade do lodo foi mantida em 10 dias. O tempo de contato durante a ozonização foi de 30 minutos.

No Anexo A encontram-se as Tabelas A.1, A.2, A.3, A.4 nas quais são apresentados os resultados obtidos na caracterização dos efluentes anaeróbios<sup>13</sup> que alimentaram cada câmara do reator durante a 1ª etapa. As tabelas apresentam os seguintes parâmetros: DQO<sub>TOTAL</sub>, DQO<sub>FILTRADA</sub>, DBO<sub>TOTAL</sub>, DBO<sub>FILTRADA</sub>, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>), Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), pH, alcalinidade, coliformes totais e coliformes fecais.

Os resultados obtidos na caracterização dos efluentes aeróbios<sup>14</sup> de cada câmara do reator durante a 1ª etapa estão apresentados no Anexo A nas Tabelas A.5, A.6, A.7, A.8. Nas tabelas são apresentados os seguintes parâmetros: DQO<sub>TOTAL</sub>, DQO<sub>FILTRADA</sub>, DBO<sub>TOTAL</sub>, DBO<sub>FILTRADA</sub>, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>), Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), pH, alcalinidade, coliformes totais e coliformes fecais.

---

<sup>12</sup> 5, 10 e 15 mg O<sub>3</sub>/L. Uma das amostras não foi ozonizada para ser usada como referência.

<sup>13</sup> AB, AO5, AO10 e AO15

<sup>14</sup> ELA, EO5, EO10 e EO15

A Figura 5.1 (a), (b), (c) e (d), montada a partir das Tabelas A.1, A.2, A.3, A.4, A.5, A.6, A.7 e A.8 do Anexo A, mostra a variação da DQO bruta e filtrada das amostras estudadas ao longo da 1ª etapa do experimento.

Analisando a Figura 5.1(a) observa-se que os resultados de DQO obtidos servem como indicativos do regime de funcionamento do reator anaeróbio, que durante o início da 1ª etapa sofreu algumas interrupções<sup>15</sup> no fornecimento de esgoto devido a problemas operacionais com o tanque de equalização e seu sistema de bombeamento. Os resultados da DQO bruta do dia 05 de maio chegam a 477 mg DQO/L, valor superior aos valores observados nas análises dos outros dias, mas justificada pela elevada carga de material particulado presente na amostra, afirmação comprovada quando se observa a Figura 5.1(b) que não apresenta variação brusca nos valores de DQO filtrada para esta data, bem como os valores obtidos na análise de sólidos totais que apresenta acréscimo substancial.

A DQO bruta e filtrada do efluente do reator de lodos ativados (ELA, EO5, EO10 e EO15) apresentou tendência de redução com estabilização nos últimos resultados. Essa situação é alterada com a análise do dia 13 de abril quando o reator anaeróbio tem seu fornecimento de esgoto restabelecido, e pode ser entendido como uma carga de choque, que não foi imediatamente assimilada pelo reator de lodos ativados.

Observa-se que próximo do término da 1ª etapa os valores da DQO bruta e filtrada para as amostras do reator de lodos ativados apresentam-se com valores bastante semelhantes. Pode-se afirmar que o ozônio permitiu a quebra das partículas maiores em menores, permitindo que o efluente dos tratamentos aeróbios tivesse material particulado de menor tamanho favorecendo a passagem dessas partículas através do papel filtro utilizado para filtração da amostra.

---

<sup>15</sup> indicado pelos pequenos valores obtidos para os dias 30 de março e 05 de abril de 2000.

A 1ª etapa foi encerrada quando os resultados da DQO apresentaram pequena variação entre si. Com essa consideração foi montada a Tabela 5.1 na qual estão apresentados os últimos resultados obtidos nas análises de DBO e DQO da 1ª etapa e a relação DBO/DQO.

Tabela 5.1 – Relação DBO/DQO da última análise da 1ª etapa

	Amostra Bruta			Amostra Filtrada		
	DQO	DBO	Relação DBO/DQO	DQO	DBO	Relação DBO/DQO
AB	367	276	75%	236	225	95%
AO 5	367	209	57%	219	199	91%
AO 10	356	233	65%	216	154	71%
AO 15	359	222	62%	226	118	52%
ELA	66	50	76%	70	54	77%
EO 5	62	42	68%	59	49	83%
EO 10	81	38	47%	61	72	118% <sup>a</sup>
EO 15	62	44	71%	54	42	77%

(a) Valor inconsistente, devido provavelmente a falha durante procedimentos da análise.

Analisando-se a Tabela 5.1 observa-se que as amostras ozonizadas apresentam um decréscimo na relação DBO/DQO em relação às amostras não ozonizadas. Pode-se atribuir este decréscimo ao poder oxidante do ozônio que apesar de favorecer o tratamento com a quebra das partículas recalcitrantes, reduziu e inibiu a ação dos microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica durante o período de adaptação ao substrato ozonizado.

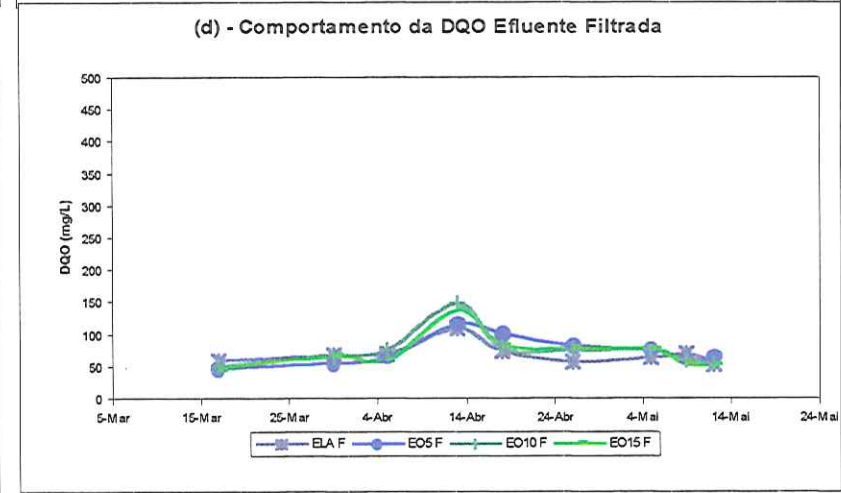
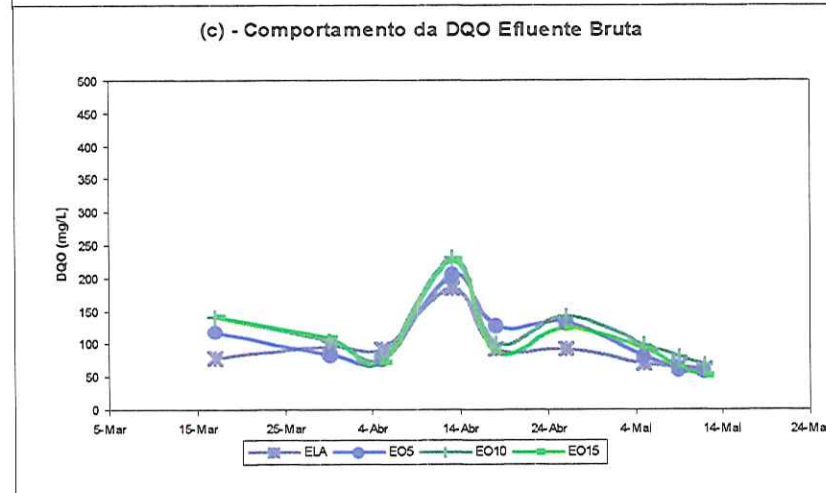
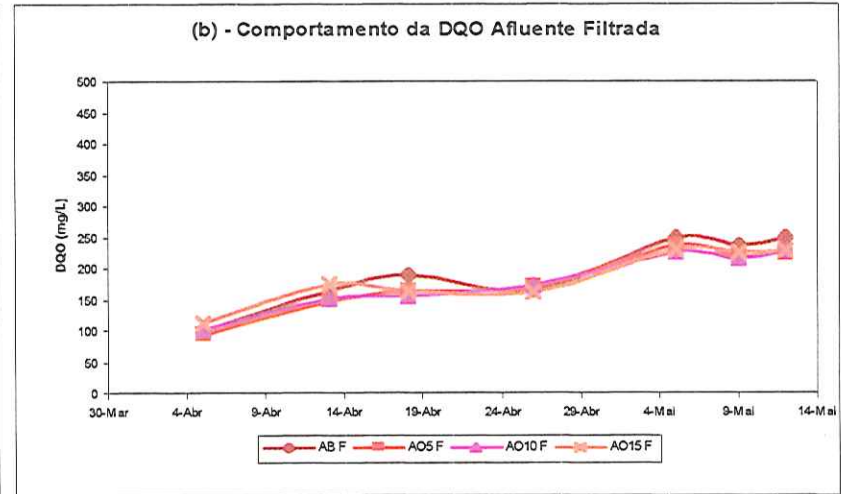
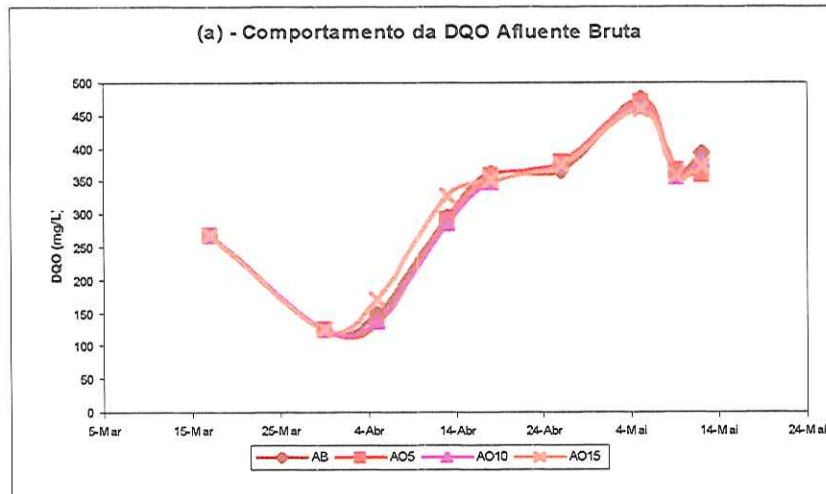


Figura 5.1 - Variação da DQO das amostras estudadas ao longo da 1ª etapa do experimento. Comportamento da DQO (a) - Afluente Bruta; (b) - Afluente Filtrada; (c) - Efluente Bruta; (d) - Efluente Filtrada

Analisando as amostras do reator anaeróbio (AB, AO5, AO10 e AO15) isoladas das amostras do reator de lodos ativados (ELA, EO5, EO10 e EO15), verifica-se que as amostras do reator anaeróbio ozonizadas apresentam uma queda significativa da relação DBO/DQO quando comparada com a amostra do reator anaeróbio não ozonizada, variando de 13 a 24% para amostras brutas e chegando a 45% para amostras filtradas. Para as amostras do reator de lodos ativados a amplitude dessa variação é menor, chegando ao máximo de 10,5% para amostras brutas e 7% para amostras filtradas. A amostra EO10 não foi considerada nessa avaliação por apresentar resultado fora da média dos demais resultados (EO5 e EO15), além de apresentar uma DBO filtrada superior a DQO filtrada.

## 5.2 – Ensaio da 2ª Etapa

Para a segunda etapa foram utilizadas quatro câmaras do reator de lodos ativados em escala laboratorial. Cada câmara recebeu efluente anaeróbio submetido a dosagens diferentes de ozônio<sup>16</sup>. O tempo de retenção hidráulico de cada câmara foi de 24 horas e a idade do lodo foi mantida em 10 dias. O tempo de contato durante a ozonização foi de 50 minutos.

As condições operacionais da 2ª etapa foram semelhantes às condições operacionais da 1ª etapa. Isto contribuiu para uma rápida estabilização do reator de lodos ativados uma vez que os microrganismos estavam adaptados ao substrato, que teve como única diferença o tempo de contato na ozonização.

No Anexo B encontram-se as Tabelas B.1, B.2, B.3, B.4 nas quais são apresentados os resultados obtidos na caracterização dos efluentes

---

<sup>16</sup> 5, 10 e 15 mg O<sub>3</sub>/L. Uma das amostras não foi ozonizada para ser usada como referência.

anaeróbios<sup>17</sup> que alimentaram cada câmara do reator durante a 2ª etapa. As tabelas apresentam os seguintes parâmetros: DQO<sub>TOTAL</sub>, DQO<sub>FILTRADA</sub>, DBO<sub>TOTAL</sub>, DBO<sub>FILTRADA</sub>, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>), Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), pH, alcalinidade, coliformes totais e coliformes fecais.

Os resultados obtidos na caracterização dos efluentes aeróbios<sup>18</sup> de cada câmara do reator durante a 2ª etapa estão apresentados no Anexo B nas Tabelas B.5, B.6, B.7, B.8. Nas tabelas são apresentados os seguintes parâmetros: DQO<sub>TOTAL</sub>, DQO<sub>FILTRADA</sub>, DBO<sub>TOTAL</sub>, DBO<sub>FILTRADA</sub>, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>), Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), pH, alcalinidade, coliformes totais e coliformes fecais.

A Figura 5.2 (a), (b), (c) e (d), montada a partir das Tabelas B.1, B.2, B.3, B.4, B.5, B.6, B.7 e B.8 do Anexo B, mostra o gráfico da variação da DQO bruta e filtrada das amostras estudadas ao longo da 2ª etapa do experimento.

As figuras com os resultados das análises de DQO (bruta e filtrada), tanto do reator anaeróbio compartimentado como do reator de lodos ativados apresentam-se como indicadores da estabilização de ambos reatores, apresentando uma elevação da DQO do reator anaeróbio compartimentado no dia 20 de maio, quando atingiu valores máximos de 435 e 259 mg/L contra valores médios de 377 e 223 mg/L para DQO<sub>BRUTA</sub> e DQO<sub>FILTRADA</sub> respectivamente.

<sup>17</sup> AB, AO5, AO10 e AO15

<sup>18</sup> ELA, EO5, EO10 e EO15

Tabela 5.2 – Relação DBO/DQO da 2ª etapa

	Amostra Bruta			Amostra Filtrada		
	DQO	DBO	Relação DBO/DQO	DQO	DBO	Relação DBO/DQO
AB	386	138	36%	233	75	32%
AO 5	391	357	91%	209	210	100% <sup>b</sup>
AO 10	386	350	91%	209		0% <sup>a</sup>
AO 15	377	272	72%	218	224	103% <sup>b</sup>
ELA	102	49	48%	61	27	44%
EO 5	65	49	75%	66	35	53%
EO 10	100	34	34%	71		0% <sup>a</sup>
EO 15	73	48	66%	54	45	83%

(a) Resultado da análise inconsistente

(b) Valor inconsistente devido provavelmente a falha durante procedimentos da análise.

Analisando-se a Tabela 5.2 verifica-se que, ao contrário do observado na Tabela 5.1, as amostras ozonizadas apresentam um acréscimo na relação DBO/DQO em relação às amostras não ozonizadas. Como as condições operacionais entre as 1ª e 2ª etapas mantiveram-se inalteradas atribui-se este incremento na biodegradabilidade ao maior tempo de ozonização empregado na 2ª etapa, que propiciou a decomposição dos compostos recalcitrantes em compostos menos complexos.

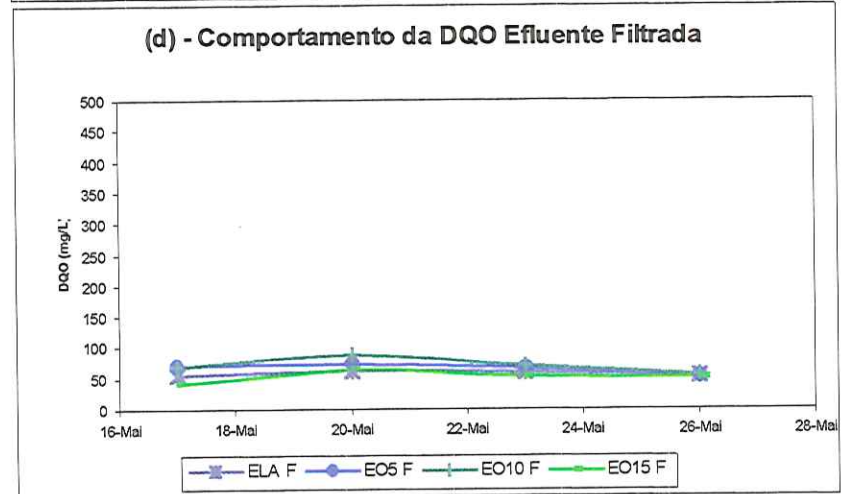
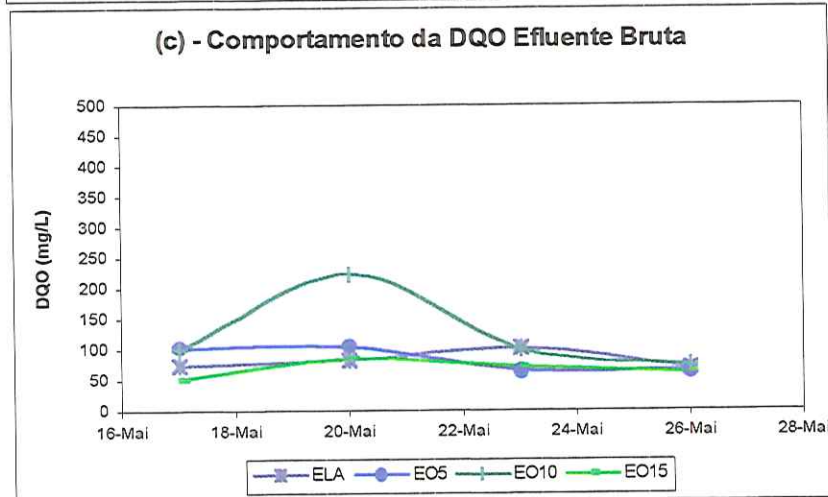
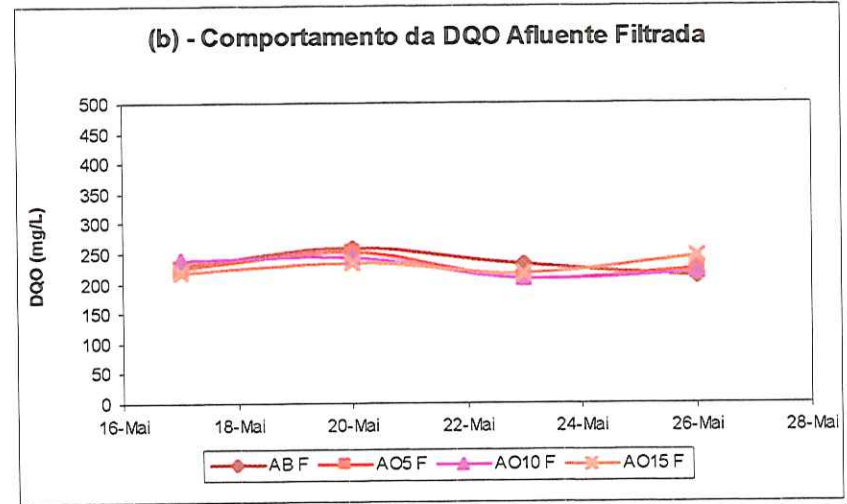
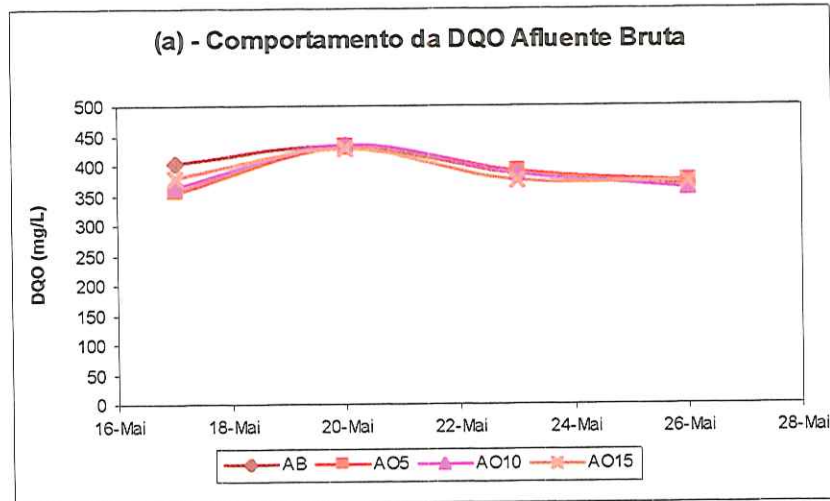


Figura 5.2 - Variação da DQO das amostras estudadas ao longo da 2ª etapa do experimento. Comportamento da DQO (a) - Afluente Bruta; (b) - Afluente Filtrada; (c) - Efluente Bruta; (d) - Efluente Filtrada



### 5.3 – Ensaio da 3ª Etapa

Para a terceira etapa foram utilizados três câmaras do reator de lodos ativados laboratorial. A primeira câmara foi utilizada como “branco”, sendo alimentada com efluente anaeróbio que não teve contato com ozônio. As outras câmaras receberam efluente anaeróbio ozonizado com uma dosagem de 15 mg O<sub>3</sub>/L, sendo a amostra da câmara 2 ozonizada com tempo de contato de 30 minutos e a amostra da câmara 3 ozonizada com tempo de contato de 50 minutos. O tempo de retenção hidráulica de cada câmara foi de 12 horas e a idade do lodo foi mantida em 10 dias.

No Anexo C encontram-se as Tabelas C.1, C.2 e C.3 nas quais são apresentados os resultados obtidos na caracterização dos efluentes anaeróbios<sup>19</sup> que alimentaram cada câmara do reator durante a 3ª etapa. As tabelas apresentam os seguintes parâmetros: DQO<sub>TOTAL</sub>, DQO<sub>FILTRADA</sub>, DBO<sub>TOTAL</sub>, DBO<sub>FILTRADA</sub>, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Os resultados obtidos na caracterização dos efluentes aeróbios<sup>20</sup> de cada câmara do reator durante a 3ª etapa estão apresentados no Anexo C nas Tabelas C.4, C.5 e C.6. Nas tabelas são apresentados os seguintes parâmetros: DQO<sub>TOTAL</sub>, DQO<sub>FILTRADA</sub>, DBO<sub>TOTAL</sub>, DBO<sub>FILTRADA</sub>, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fosfato total, Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

A Figura 5.3 (a), (b), (c) e (d), montada a partir das Tabelas C.1, C.2, C.3, C.4, C.5 e C.6 do Anexo C, mostra a variação da DQO bruta e filtrada das amostras estudadas ao longo da 3ª etapa do experimento.

<sup>19</sup> AB, AO15-30 e AO15-50

<sup>20</sup> ELA, EO15-30 e EO15-50

Os gráficos com os resultados das análises de DQO bruta do reator anaeróbio compartimentado mostram uma queda dos valores médios de DQO no fim da 3ª etapa. O fator desencadeante desta queda está relacionado com outro período de interrupção do fornecimento de esgoto bruto para o reator anaeróbio compartimentado devido à nova quebra do sistema de bombeamento do tanque de equalização.

Apesar da variação observada nas últimas três análises da DQO das amostras anaeróbias (AB, AO5, AO10 e AO15), o reator de lodos ativados não teve seu desempenho perturbado de forma significativa, mantendo a qualidade de seu efluente estável.

A Tabela 5.3 foi elaborada com os resultados obtidos no dia 16 de junho de 2000 de DBO e DQO e a relação DBO/DQO.

Tabela 5.3 – Relação DBO/DQO da última análise da 3ª etapa

	Amostra Bruta			Amostra Filtrada		
	DQO	DBO	Relação DBO/DQO	DQO	DBO	Relação DBO/DQO
AB	286	156	55%	170	99	58%
AO 15-30	270	213	79%	147	109	74%
AO 15-50	260	202	78%	140	117	84%
ELA	49	42	86%	31	27	87%
EO 15-30	49	40	82%	32	28	88%
EO 15-50	46	39	85%	33	27	82%

Analisando-se a Tabela 5.3 verifica-se que, a exemplo do observado na 2ª etapa as amostras anaeróbias ozonizadas apresentam um acréscimo na relação DBO/DQO em relação às amostras não ozonizadas. Como as condições de ozonização da amostra AO15-30 são idênticas a da amostra AO15 da 1ª etapa gera-se um impasse quanto à interpretação dos resultados, uma vez que a para a 1ª etapa observou-se uma inibição na remoção biológica de matéria orgânica. A interpretação das informações

obtidas com a amostra AO15-50 é semelhante a interpretação dada à análise da amostra AO15 da 2ª etapa.

Os efluentes dos reatores de lodos ativados não apresentaram variação que indicasse aumento ou diminuição da biodegradabilidade quando comparado aos resultados da amostra não ozonizada (ELA) e os resultados das amostras ozonizadas (EO15-30 e EO15-50).

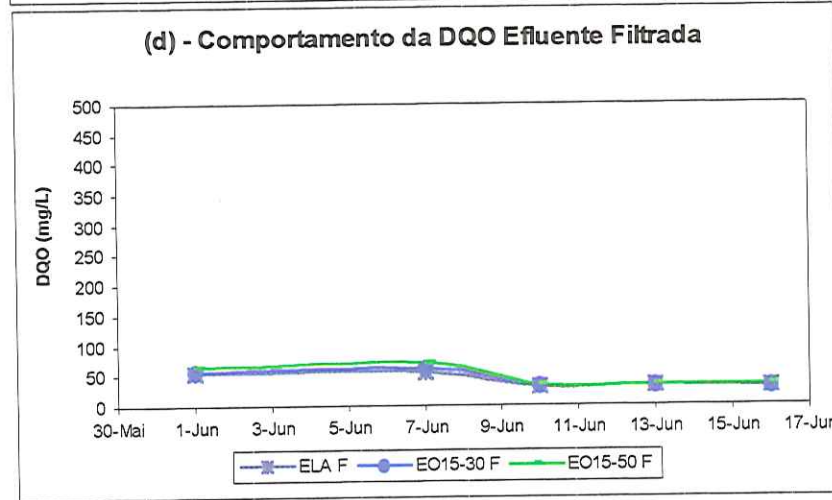
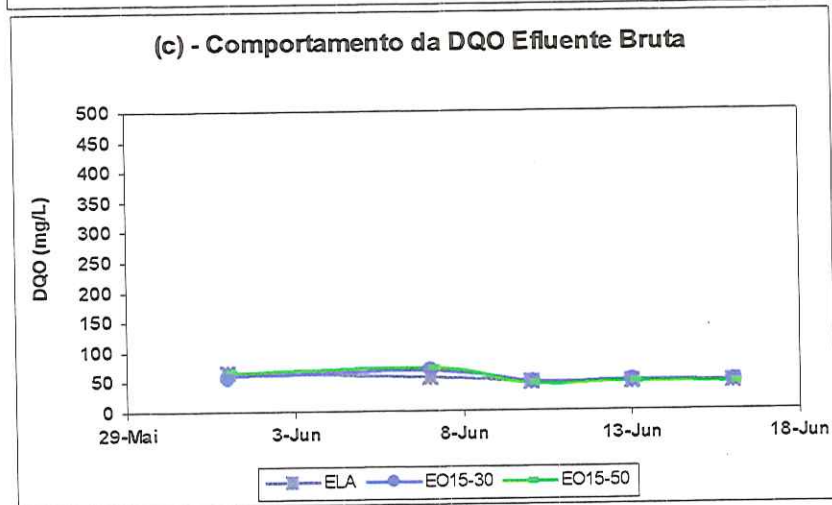
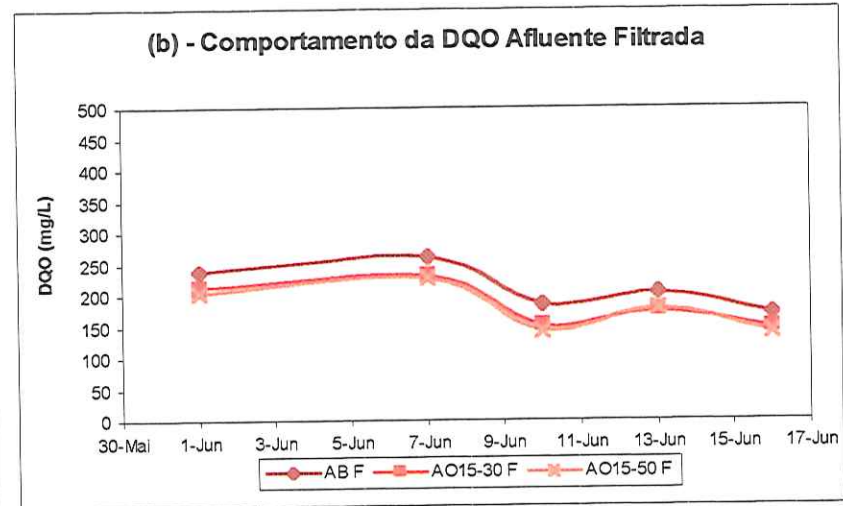
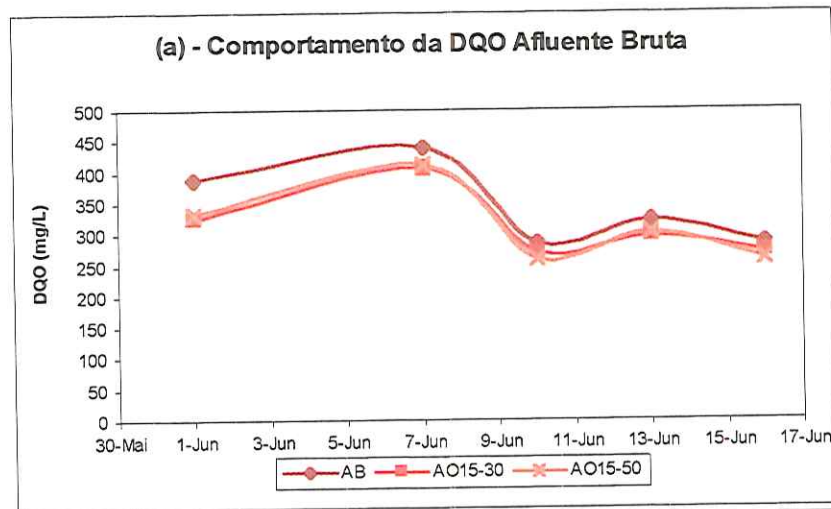


Figura 5.3 - Variação da DQO das amostras estudadas ao longo da 3ª etapa do experimento. Comportamento da DQO (a) - Afluente Bruta; (b) - Afluente Filtrada; (c) - Efluente Bruta; (d) - Efluente Filtrada

## 6 – CONCLUSÕES

Após análise das informações apresentadas e observando-se as condições investigadas, é possível afirmar que:

- A ozonização isolada leva a uma redução da DQO;
- amostras ozonizadas submetidas a um pós-tratamento aeróbio tiveram sua biodegradabilidade potencializada, e apresentaram maior aumento da biodegradabilidade quando expostas a um maior tempo de ozonização;
- ozonização das amostras que alimentaram o reator aeróbio favoreceu o processo biológico de tratamento.

## 7 – RECOMENDAÇÕES

Baseado nas dúvidas e dificuldades que surgiram ao longo do experimento, seguem algumas recomendações para futuras pesquisas:

- Utilizar wattímetro para medição de energia elétrica consumida para geração de ozônio;
- estudar e otimizar a transferência de massa na aplicação do ozônio;
- estudar a influência na biodegradabilidade quando utilizado dosagens de ozônio maiores que 15 mg/L e outros tempos de contato;
- pesquisar o comportamento da biodegradabilidade quando a ozonização do efluente anaeróbio é realizada com fluxo contínuo;
- operar o reator de lodos ativados em escala laboratorial com fluxo contínuo;
- tratar esgoto industrial no reator de lodos ativados em escala laboratorial;
- pesquisar a formação de subprodutos da ozonização e seu grau de toxicidade.

## 8 – BIBLIOGRAFIA

AISSE, M. M., LOBATO, M. B., BONA, A., GARBOSSA, L. H. P., ALÉM SOBRINHO, P. (2001). Avaliação do sistema Reator UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso para o tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, João Pessoa, 2001.

APHA; AWWA; WPCF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19 ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D. C.

BELÉM, B. D. do (1996). *Pós-tratamento de efluentes de esgoto sanitário através de filtro biológico com taxas variáveis*. São Carlos – SP, 101 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BILOTTA, P. (1997). *Estudo comparativo da ação do ozônio e radiação UV na desinfecção de esgoto sanitário*. São Carlos – SP, 96 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BLUNDI, C. E. (1982). *Processos de Lodos Ativados – Modelos matemáticos e determinação de parâmetros em instalação piloto*. São Carlos – SP, 169 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- CALVOSA, L.; MONTEVERDI, A.; RINDONE, B.; RIVA, G. (1991). Ozone oxidation of compounds resistant to biological degradation. *Water Resource*, v.25, n.8, p. 985-93.
- CAMPOS J. R. (1990). Projeto e operação de filtros anaeróbios para tratamento de efluentes líquidos industriais. *Conferencia sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en America Latina, Mexico*.
- CAMPOS J. R.; REALI, M. A. P.; DOMBROSKI, S. A. G.; MARCHETTO, M. & LIMA, M. R. A. (1996). Tratamento Físico-Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios. *XXV Congresso Interamericano Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México*.
- CAMPOS, J. R. (1999). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro, ABES – Projeto PROSAB, 464 p.
- CHELKOWSKA, K. *et al.* (1992). Numerical Simulations of Aqueous Ozone Decomposition: Comparison of Mechanisms. *Ozone Sci, Eng.*, 14, 33.
- CHERNICHARO, C. A. do L. (1997). *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade de Minas Gerais. Série Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.5, 246 p.
- CHERNICHARO, C. A. de L. (Coordenador). *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: PROSAB. 544 p., 2001
- CHIANG, P.C.; KO, Y. W.; LIANG, C. H. e CHANG, E. E. (1999). Modeling an ozone bubble column for predicting its disinfection efficiency and control of disinfection by-products formation. *Chemosphere*, v.39 (1). p. 55-70.



- COLETTI, F. J. (1997). *Pós-tratamento por lodos ativados de efluente de um reator anaeróbio compartimentado no tratamento de esgoto sanitário*. São Carlos – SP, 2v, c 694 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CONAMA (1986). RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20 de 18 de junho de 1986. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 1986. Diário Oficial da União, Brasília, DF, seção I, p. 11356-11361.
- COURA, M. de A. e van HAANDEL, A. C. (1999). Viabilidade Técnica e Econômica do Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente (Uasb) no Sistema Anaeróbio / Aeróbio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, Rio de Janeiro, 1999.
- DORÉ, M. *et al.* (1987) *The Role of Alkalinity in the Effectiveness of Processes of Oxidation in Water and Wastewater Treatment, Proceedings of 2<sup>nd</sup> International Conference*. D. W. Smith and G. R. Finch (Eds.), TekTran International, Kitchener, Ont., Can., 1.
- GADELHA, R. F. (2000). *Remoção de Matéria Orgânica Específica de um Sistema de Flotoozonização como Pós-tratamento de Reatores Anaeróbios*. São Carlos – SP, 1v, c 136 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GLAZE, W. H. (1987). *Drinking – Water Treatment with Ozone*. Environmental Science Technology, vol. 21, n. 3.
- HANN, V. A., e MANLEY, T. C. (1952) Ozone. In *Encyclopedia of Chemical Technology*. Vol. 9, John Wiley & Sons, Inc., New York, N. Y., 735.

- HOIGNÉ, J. (1982) Mechanisms, Rates, and Selectivities of Oxidations of Organic Compounds Initiated by Ozonation of Water. In *Handbook of Ozone Technology and Applications*. Vol. 1, R. G. Rice e A. Netzer (Eds.), Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich., 341.
- HOIGNÉ & STAEHELIN (1985). *Decomposition of Ozone in the Presence of Organic Solutes Acting as Promoters and Inhibitors of Radical Chain Reactors*. Environmental Science Technology, vol. 19, n. 12, p. 1206-1213.
- HUNT, N. K. and MARIÑAS, B. J. (1997). Kinetics of *Escherichia Coli* inactivation with ozone. *Water Resource*, v.31, n.6, p. 1355-62.
- ITO, K.; JIAN, W.; NISHIJIMA, W.; BAES, A. U.; SHOTO, E. e OKADA, M. (1998). Comparison of ozonation and AOPs combined with biodegradation for removal of THM precursors in treated sewage effluents. *Water Science Technology*, v.38, n.7, p.179-186.
- JOCHIMSEN, J. C.; SCHENK, H.; JEKEL, M. R. e HEGEMANN, W. (1997). Combined oxidative and biological treatment for separated streams of tannery wastewater. *Water Science Technology*, v.36, n.2-3, p.209-216.
- JOCHIMSEN, J. C.; SCHENK, H.; JEKEL, M. R. e HEGEMANN, W. (1997). Partial Oxidation effects during the combined oxidative and biological treatment of separated streams of tannery wastewater. *Water Science Technology*, v.35, n.4, p.337-345.
- JOHNSON, J. D. *Disinfection. Water and Wastewater*. Ann Arbor Science, 1975

- KAMIYA, T. e HIROTSUJI, J. (1998). New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment. *Water Science Technology*, v.38, n.8-9, p.145-153.
- KATO, M. T. (1982). *Estudo e tratamento de águas residuárias de abatedouro de aves*. São Carlos – SP, 262 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LANGLAIS, B., *et al.* (Eds.) (1991) *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Mich.
- LARANJEIRA FILHO, B. A. (1989). *Estudo comparativo de reatores de lodos ativados em escala de laboratório*. São Carlos – SP, 126 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LOPEZ, A.; RICCO, G.; MASCOLO, G.; TIRAVANTI, G.; DI PINTO, A. C. e PASSINO, R. (1998). Biodegradability enhancement of refractory pollutants by ozonation: a laboratory investigation on an azo-dyes intermediate. *Water Science Technology*, v.38, n.4-5, p.239-245.
- LOPEZ, A.; RICCO, G.; CIANNARELLA, R.; ROZZI, A.; DI PINTO, A. C. e PASSINO, R. (1999). Textile wastewater reuse: ozonation of membrane concentrated secondary effluent. *Water Science Technology*, v.40, n.4-5, p.99-105.
- MAUSTELLER, J. W. *Ozone*. MSA Research Corporation, 1989
- MCCARTY, P. L. *Anaerobic Treatment of Soluble Wastes*. Stanford University, 1996.

- METCALF & EDDY (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. New York, McGraw-Hill. 3 ed., 1334 p.
- NASCIMENTO, M. C. P., CHERNICHARO, C. A. L., BEJAR, D. O. (2001). Filtros biológicos aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, João Pessoa, 2001.
- NISHIJIMA, W. e OKADA, M. (1998). Particle separation as a pretreatment of an advanced drinking water treatment process by ozonation and biological activated carbon. *Water Science Technology*, v.37, n.10, p.117-124.
- NOUR, E. A. A. (1996). *Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando-se Reator Anaeróbio Compartimentado*. São Carlos – SP, 266 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PENETRA R. G. (1998). *Pós-tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB)*. São Carlos – SP, 398 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PENETRA, R. G., REALI, M. A. P., CAMPOS, J. R. (1999). Influência da quantidade de ar fornecida no pós-tratamento por flotação de efluentes de reatores anaeróbios UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, Rio de Janeiro, 1999.
- POVINELLI, S. C. S. (1994). *Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário*. São Carlos – SP, 181 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- QIAN, Y., WEN, Y. e ZHANG, H. (1994). Efficacy of pre-treatment methods in the activated sludge removal of refractory compounds in coke-plant wastewater. *Waster Research*, v.28, n.3, p.701-707.
- RICE, R. G. & NETZER, A. (1982). Handbook of Ozone Technology and Application. Boston, Butterworth Publishers. p. 134-213.
- ROSEN, H. M. (1973) Use of Ozone and Oxygen in Advancend Wastewater Treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 45, 2521.
- ROSEN, H. M. (1976) Ozone Wastewater Disinfection: State-of-the-Art. IN *Forum on Ozone Disinfection*. E. G. Fochtman *et al.* (Ed.), Int. Ozone Inst., Chicago, Ill., 36.
- SANT'ANNA, F. S. P. (1982). Tratamento de águas residuárias da industrialização de frutas cítricas pelo processo de lodos ativados. São Carlos – SP, 165 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SANTOS, M. de L. F. dos (1984). *Influência da estrutura do floco no desempenho de um sistema de lodos ativados*. São Carlos – SP, 391 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SILVA, S. M. C. P. da (1993). *Desenvolvimento de uma nova concepção de tratamento de águas residuárias pela associação de processos anaeróbios e aeróbios*. São Carlos – SP, 472 p. + anexo. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- SOUSA, J.T. (1996). *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio sequencial em batelada e coluna de*

- Iodo anaeróbico para desnitrificação*. São Carlos. 258 p. Tese (Doutorado)  
- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo
- SPEITEL JR., G. E.; SYMONS, J.M.; DIEHL, A. C.; SORENSEN, H. W. and CIPPARONE, L. A. (1993). *Effect of Ozone Dosage and Subsequent Biodegradation on Removal of DBP Precursors*. Journal AWWA, n. 5, p. 86-95.
- STAEHELIN, J., e HOIGNÉ, J. (1981) Decomposition of Ozone in Water in the Presence of Organic Solutes Acting as Promoters and Inhibitors of Radical Chain Reactions. *Environ. Sci. Technol.*, **19**, 1206.
- STOVER, E. L., *et al.* (1986) *Municipal Wastewater Disinfection*. EPA-625/1-86-021, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio.
- TAKAHASHI, N.; NAKAI, T.; SATOH, Y. and KATOH, Y. (1995). *Ozonolysis of Humic Acid and its Effect on decoloration and biodegradability*. *Ozone Science & Engineering*, v. 17, p. 511-525.
- TOMIYASU, H. *et al.* (1985) Kinetics and Mechanism of Ozone Decomposition in Basic Aqueous Solution. *Inorg. Chem.*, **24**, 2962.
- VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. (1994). Tratamento anaeróbico de esgotos - Um manual para regiões de clima quente. Paraíba. Editora . Cap. 7, p. 1-41: Pós-Tratamento do efluente de um reator DAFA.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. (1999). O comportamento do sistema de Iodo ativado. Paraíba. Editora EPGRAF.
- VON SPERLING, M. (1996). *Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade de

Minas Gerais. Série Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.3, 134 p.

VON SPERLING, M. (1997). *Lodos ativados*. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade de Minas Gerais. Série Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.4, 416p.

WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION - Wastewater Disinfection. Manual of Practice FD-10, 1996, 299p.

WEBER JR., W. J. *Physicochemical Process for Water Quality Control*. New York, John Wiley & Sons. 1972, 640 p.

WILÉN, B.-M. e BALMÉR, P. (1999). *The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs*. *Water Research*, v.33, n. 2, p. 391-400.t

YOUNG, J. C. *Factors Affecting Waste Treatment in Fixed Film Anaerobic Processes*. Engineering Research Institute, Iowa, State University, August, 1971.

YOUNG, J. C. *Factors Affecting the Design and Performance of Upflow Anaerobic Filters*. University of Arkansas, Fayetteville, march, 1990. 37 p.

YOUNG, J. C. e McCARTY, P. L. *The Anaerobic Filter for Waste Treatment*. Stanford University Technical Report n. 87, 1968.

YOUNG, J. C. e McCARTY, P. L. *The Anaerobic Filter for Waste Treatment*. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 41, n. 5, p. 160-13, 1969.

# ANEXOS



## **ANEXO A**



**TABELA A.3 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbico ozonizado com 10 mg O<sub>3</sub>/L (AO10) durante a 1ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	17/03/00	30/03/00	05/04/00	13/04/00	18/04/00	26/04/00	05/05/00	09/05/00	12/05/00
DQO bruta (mg/L)		269	125	138	286	348	374	464	356	382
DQO filtrada (mg/L)		-	-	103	152	156	172	225	216	228
DBO bruta (mg/L)		-	-	42	-	-	338	-	233	-
DBO filtrada (mg/L)		-	-	83	-	-	57	-	154	-
ST (mg/L)		-	-	350,8	342,2	413,1	365,6	466,2	368,8	-
SF (mg/L)		-	-	131,2	193	207,6	199,6	200,4	133,6	-
SV (mg/L)		-	-	219,6	149,2	205,5	166	265,8	235,2	-
SST (mg/L)		-	-	110,8	95,2	124	111,8	123,9	105,3	-
SSF (mg/L)		-	-	37,5	5,2	8,4	12,15	26,3	26,7	-
SSV (mg/L)		-	-	73,3	90	115,6	99,65	97,6	78,6	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	35,9	-	25,51	-	-	-	-
NTK (mg/L)		-	-	35,5	-	47,5	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)		-	-	28,1	-	43,0	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	0,00	-	0,00	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	7,3	-	4,5	-	-	-	-
pH (adimensional)		-	-	7,2	-	7,1	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)		-	-	156,55	-	222,2	-	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)						1,55*10 <sup>7</sup>				
Coliformes Fecais (NMP/100mL)						3,08*10 <sup>6</sup>				

**TABELA A.4 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbico ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L (AO15) durante a 1ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	17/03/00	30/03/00	05/04/00	13/04/00	18/04/00	26/04/00	05/05/00	09/05/00	12/05/00
DQO bruta (mg/L)		269	125	172	329	352	375	460	359	374
DQO filtrada (mg/L)		-	-	112	174	164	162	231	226	227
DBO bruta (mg/L)		-	-	-	-	-	129	-	222	-
DBO filtrada (mg/L)		-	-	41	-	-	55	-	118	-
ST (mg/L)		-	-	455,2	483,8	415	359,8	515,6	385,1	-
SF (mg/L)		-	-	135,4	198	140,8	184,8	270,7	119,2	-
SV (mg/L)		-	-	319,8	285,8	274,2	175	244,9	265,9	-
SST (mg/L)		-	-	91,6	150,8	110,2	116,6	113	108,1	-
SSF (mg/L)		-	-	32,8	7,4	7,7	15	18	25,1	-
SSV (mg/L)		-	-	58,8	143,4	102,5	101,6	95	83	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	17,7	-	12,58	-	-	-	-
NTK (mg/L)		-	-	34,7	-	47,0	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)		-	-	28,1	-	42,3	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	0,02	-	0,00	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	6,5	-	4,7	-	-	-	-
pH (adimensional)		-	-	7,5	-	7,2	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)		-	-	166,65	-	217,15	-	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)						1,20*10 <sup>7</sup>				
Coliformes Fecais (NMP/100mL)						2,91*10 <sup>6</sup>				

**TABELA A.5 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados bruto (ELA) durante a 1ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/03/00	30/03/00	05/04/00	13/04/00	18/04/00	26/04/00	05/05/00	09/05/00	12/05/00
DQO bruta (mg/L)	78	98	92	186	92	92	70	66	62
DQO filtrada (mg/L)	61	67	71	110	74	58	64	70	54
DBO bruta (mg/L)	-	-	- *	-	-	25	-	50	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	- *	-	-	17	-	54	-
ST (mg/L)	816,8	595,6	528,4	516,3	587,1	601	528,4	511,0	-
SF (mg/L)	28,4	175,1	194,8	184,7	185,9	188,68	194,8	126,6	-
SV (mg/L)	788,4	420,5	333,6	331,6	401,2	412,32	333,6	384,4	-
SST (mg/L)	437,2	187,8	296,8	170,6	266,6	305,2	148,4	400,0	-
SSF (mg/L)	56,1	45,6	36,4	24,15	23,8	19,6	18,2	63,2	-
SSV (mg/L)	381,1	142,2	260,4	146,45	242,8	285,6	130,2	332,8	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	10,0	-	20,5	-	-	-	-
NTK (mg/L)	-	-	34,3	-	47,6	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	18,5	-	24,6	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	0,7	-	5,8	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	15,1	-	17,2	-	-	-	-
pH (adimensional)	-	-	6,5	-	6,7	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	-	-	65,65	-	80,8	-	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)					8,76E+05				
Coliformes Fecais (NMP/100mL)					2,07E+04				

**TABELA A.6 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 5 mg O<sub>3</sub> /l (EO5) durante a 1ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/03/00	30/03/00	05/04/00	13/04/00	18/04/00	26/04/00	05/05/00	09/05/00	12/05/00
DQO bruta (mg/L)	118	85	75	205	127	133	81	62	61
DQO filtrada (mg/L)	47	57	63	115	100	83	77	59	64
DBO bruta (mg/L)	-	-	30	-	-	30	-	42	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	43	-	-	39	-	49	-
ST (mg/L)	1281,7	608,7	458,1	483,7	530,0	468,8	458,1	777,7	-
SF (mg/L)	201	123,4	178,5	207,1	209,8	204,4	178,5	286,8	-
SV (mg/L)	1080,7	485,3	279,6	276,6	320,2	264,4	279,6	490,9	-
SST (mg/L)	851	166,2	179	144,8	226,2	185,2	89,5	615,8	-
SSF (mg/L)	220,8	43,8	30,8	18,2	39,6	17,2	15,4	192,6	-
SSV (mg/L)	630,2	122,4	148,2	126,6	186,6	168	74,1	423,2	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	10,9	-	19,68	-	-	-	-
NTK (mg/L)	-	-	29,9	-	45,9	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	17,4	-	26,3	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	0,6	-	2,8	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	11,9	-	16,8	-	-	-	-
pH (adimensional)	-	-	6,6	-	6,9	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	-	-	50,5	-	111,1	-	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)					1,36E+06				
Coliformes Fecais (NMP/100mL)					3,17E+05				

**TABELA A.7 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 10 mg O<sub>3</sub>/L (EO10) durante a 1ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/03/00	30/03/00	05/04/00	13/04/00	18/04/00	26/04/00	05/05/00	09/05/00	12/05/00
DQO bruta (mg/L)	141	104	81	233	102	144	99	81	69
DQO filtrada (mg/L)	51	66	77	149	79	74	77	61	54
DBO bruta (mg/L)	-	-	-	-	-	19	-	38	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	-	-	-	15	-	72	-
ST (mg/L)	1308	569,4	525,9	539,6	447,4	431,3	525,9	758,1	-
SF (mg/L)	219,8	167,4	106,6	176	167,1	140,5	106,6	257,8	-
SV (mg/L)	1088,2	402	419,3	363,6	280,3	290,8	419,3	500,3	-
SST (mg/L)	907,2	201,2	322,8	216	278,2	241,2	161,4	658,6	-
SSF (mg/L)	132,4	50,8	26,6	20,4	27,2	18,5	13,3	183,0	-
SSV (mg/L)	774,8	150,4	296,2	195,6	251,0	222,7	148,1	475,6	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	9,8	-	18,05	-	-	-	-
NTK (mg/L)	-	-	28,9	-	44,0	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	17,5	-	40,0	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	0,7	-	1,0	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	10,7	-	3,0	-	-	-	-
pH (adimensional)	-	-	6,6	-	7,2	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	-	-	45,45	-	171,7	-	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)					1,13E+06				
Coliformes Fecais (NMP/100mL)					1,46E+05				

**TABELA A.8 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L (EO15) durante a 1ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/03/00	30/03/00	05/04/00	13/04/00	18/04/00	26/04/00	05/05/00	09/05/00	12/05/00
DQO bruta (mg/L)	141	108	72	229	87	124	92	62	53
DQO filtrada (mg/L)	47	67	60	139	83	79	77	54	51
DBO bruta (mg/L)	-	-	-	-	-	46	-	44	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	29	-	-	-	-	42	-
ST (mg/L)	1416,8	631,3	575	425	480,8	457	575	558,3	-
SF (mg/L)	487,9	208,7	192,4	202	183,2	118,6	192,4	182,8	-
SV (mg/L)	928,9	422,6	382,6	223	297,6	338,4	382,6	375,5	-
SST (mg/L)	1011,6	230,4	364,8	129,6	288,4	230,4	182,4	513,6	-
SSF (mg/L)	285,6	56,6	87,8	33,2	45,2	22,8	43,9	159,2	-
SSV (mg/L)	726	173,8	277	96,4	243,2	207,6	138,5	354,4	-
PO <sub>3-4</sub> (mg/L)	-	-	10,45	-	17,89	-	-	-	-
NTK (mg/L)	-	-	30,8	-	42,1	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	16,8	-	32,8	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	0,7	-	3,5	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	13,3	-	5,8	-	-	-	-
pH (adimensional)	-	-	6,6	-	7,2	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	-	-	45,5	-	151,5	-	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)					1,31E+06				
Coliformes Fecais (NMP/100mL)					1,31E+05				

## **ANEXO B**

**TABELA B.1 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbio bruto (AB) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)		405	433	386	368
DQO filtrada (mg/L)		230	259	233	211
DBO bruta (mg/L)		-	-	138	-
DBO filtrada (mg/L)		-	-	75	-
ST (mg/L)		426,9	420	335,7	327,1
SF (mg/L)		107,2	168,6	142,8	226,5
SV (mg/L)		319,7	251,4	192,9	100,6
SST (mg/L)		204,9	336,2	229,2	218,1
SSF (mg/L)		14,8	129,8	73	134,4
SSV (mg/L)		190,1	206,4	156,2	83,7
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	34,7	-
NTK (mg/L)		-	-	47,1	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)		-	-	42,3	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	0	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	4,8	-
pH (adimensional)		7	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)		191,9	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)					2,59E+07
Coliformes Fecais (NMP/100mL)					9,79E+06

**TABELA B.2 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbio ozonizado com 5 mg O<sub>3</sub>/L (AO5) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)		356	434	391	373
DQO filtrada (mg/L)		225	252	209	223
DBO bruta (mg/L)		-	-	357	-
DBO filtrada (mg/L)		-	-	210	-
ST (mg/L)		433,50	448,10	386,7	612,8
SF (mg/L)		100,20	184,00	181	409,9
SV (mg/L)		333,30	264,10	205,7	202,9
SST (mg/L)		142,60	278,20	254,4	200,9
SSF (mg/L)		13,30	116,60	78	62,7
SSV (mg/L)		129,30	161,60	176,4	138,2
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	26,1	-
NTK (mg/L)		-	-	47,5	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)		-	-	43,0	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	0	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	4,5	-
pH (adimensional)		7,2	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)		196,95	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)					2,22E+07
Coliformes Fecais (NMP/100mL)					6,49E+06

**TABELA B.3 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbio ozonizado com 10 mg O<sub>3</sub>/L (AO10) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)	365	435	386	362
DQO filtrada (mg/L)	238	243	209	219
DBO bruta (mg/L)	-	-	350	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	-	-
ST (mg/L)	374,3	433	420,2	340,2
SF (mg/L)	165,1	198,8	192	161,5
SV (mg/L)	209,2	234,2	228,2	178,7
SST (mg/L)	125,1	280,8	242,2	179,2
SSF (mg/L)	11,2	69,4	55,2	42,4
SSV (mg/L)	113,9	211,4	187	136,8
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	33,7	-
NTK (mg/L)	-	-	48,5	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	43,4	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	0	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	5,1	-
pH (adimensional)	7,4	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	181,8	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)				2,23E+07
Coliformes Fecais (NMP/100mL)				5,80E+06

\* Resultado da análise inconsistente

**TABELA B.4 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbio ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L (AO15) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)	381	429	377	373
DQO filtrada (mg/L)	218	234	218	245
DBO bruta (mg/L)	-	-	272	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	224	-
ST (mg/L)	439,7	435,7	422,6	326,4
SF (mg/L)	116,7	136,6	215	138,3
SV (mg/L)	323	299,1	207,6	188,1
SST (mg/L)	128,2	250,4	225,4	166,7
SSF (mg/L)	17,9	45,2	57,4	51,8
SSV (mg/L)	110,3	205,2	168	114,9
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	13,1	-
NTK (mg/L)	-	-	46,0	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	41,3	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	0	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	4,7	-
pH (adimensional)	7,2	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	191,9	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)				1,60E+07
Coliformes Fecais (NMP/100mL)				4,90E+06



**TABELA B.5 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados bruto (ELA) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)	74	83	102	69
DQO filtrada (mg/L)	56	63	61	54
DBO bruta (mg/L)	-	-	49	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	27	-
ST (mg/L)	516,9	620,7	554,5	444,7
SF (mg/L)	181,2	200	212,4	249,6
SV (mg/L)	335,7	420,7	342,1	195,1
SST (mg/L)	242	324,2	311,8	332,2
SSF (mg/L)	38	37,8	59,8	145
SSV (mg/L)	204	286,4	252	187,2
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	13,0	-
NTK (mg/L)	-	-	53,8	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	30,0	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	5,7	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	18,1	-
pH (adimensional)	6,7	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	60,6	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)				2,27E+05
Coliformes Fecais (NMP/100mL)				1,16E+04

**TABELA B.6 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 5 mg O<sub>3</sub>/L (EO5) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)	102	104	65	66
DQO filtrada (mg/L)	71	73	66	51
DBO bruta (mg/L)	-	-	49	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	35	-
ST (mg/L)	600,9	511,6	376,9	292,8
SF (mg/L)	188,8	162,9	171,2	165
SV (mg/L)	412,1	348,7	205,7	127,8
SST (mg/L)	216,4	199,8	123	167,2
SSF (mg/L)	26,2	19,6	35,6	53
SSV (mg/L)	190,2	180,2	87,4	114,2
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	12,8	-
NTK (mg/L)	-	-	41,7	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	23,9	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	1,9	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	15,9	-
pH (adimensional)	6,4	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	50,5	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)				3,32E+05
Coliformes Fecais (NMP/100mL)				1,89E+04

**TABELA B.7 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 10 mg O<sub>3</sub>/L (EO10) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)	99	224	100	74
DQO filtrada (mg/L)	68	88	71	57
DBO bruta (mg/L)	-	-	34	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	- *	-
ST (mg/L)	714,8	706,2	502,7	309,9
SF (mg/L)	274	215,6	75,9	199,9
SV (mg/L)	440,8	490,6	426,8	110
SST (mg/L)	443,4	465,4	302,4	250,4
SSF (mg/L)	64,4	79,4	56,2	156,8
SSV (mg/L)	379	386	246,2	93,6
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	17,8	-
NTK (mg/L)	-	-	38,5	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	24,0	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	3,1	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	11,4	-
pH (adimensional)	6,6	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	45,45	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)				8,32E+05
Coliformes Fecais (NMP/100mL)				1,10E+05

\* Resultado da análise inconsistente

**TABELA B.8 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L (EO15) durante a 2ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data 17/05/00	20/05/00	23/05/00	26/05/00
DQO bruta (mg/L)	51	86	73	60
DQO filtrada (mg/L)	40	65	54	51
DBO bruta (mg/L)	-	-	48	-
DBO filtrada (mg/L)	-	-	45	-
ST (mg/L)	520,9	786,3	651,7	437,6
SF (mg/L)	210,1	208,6	86,7	317,7
SV (mg/L)	310,8	577,7	565	119,9
SST (mg/L)	329,4	491,8	471,4	306,8
SSF (mg/L)	80,6	69	61,2	250
SSV (mg/L)	248,8	422,8	410,2	56,8
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	-	-	17,4	-
NTK (mg/L)	-	-	29,8	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	-	-	14,6	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	2,6	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	-	-	12,6	-
pH (adimensional)	6,4	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	55,55	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)				4,12E+05
Coliformes Fecais (NMP/100mL)				4,10E+04

## **ANEXO C**

**TABELA C.1 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbio bruto (AB) durante a 3ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	01/06/00	07/06/00	10/06/00	13/06/00	16/06/00
DQO bruta (mg/L)		388	441	286	322	286
DQO filtrada (mg/L)		237	262	185	204	170
DBO bruta (mg/L)		163	-	-	-	156
DBO filtrada (mg/L)		107	-	-	-	99
ST (mg/L)		457	372	356	477	-
SF (mg/L)		185	148	80	155	-
SV (mg/L)		272	224	276	323	-
SST (mg/L)		98	320	104	117	-
SSF (mg/L)		21	114	12	19	-
SSV (mg/L)		77	206	92	98	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	24,6	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	0	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	3,2	-	-

**TABELA C.2 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbio ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L durante 30 minutos (EO15-30) durante a 3ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	01/06/00	07/06/00	10/06/00	13/06/00	16/06/00
DQO bruta (mg/L)		324	409	270	297	270
DQO filtrada (mg/L)		212	232	151	174	147
DBO bruta (mg/L)		276	-	-	-	213
DBO filtrada (mg/L)		173	-	-	-	109
ST (mg/L)		468	322	374	410	-
SF (mg/L)		272	118	72	126	-
SV (mg/L)		196	204	302	284	-
SST (mg/L)		92	140	130	160	-
SSF (mg/L)		10	0	8	24	-
SSV (mg/L)		82	140	122	136	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	19,5	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	0	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	3,0	-	-

**TABELA C.3 - Resultados obtidos para o efluente anaeróbio ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L durante 50 minutos (EO15-50) durante a 3ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	01/06/00	07/06/00	10/06/00	13/06/00	16/06/00
DQO bruta (mg/L)		332	411	260	304	260
DQO filtrada (mg/L)		204	228	142	179	140
DBO bruta (mg/L)		269	-	-	-	202
DBO filtrada (mg/L)		156	-	-	-	117
ST (mg/L)		402	340	375	408	-
SF (mg/L)		156	164	57	168	-
SV (mg/L)		246	176	318	240	-
SST (mg/L)		106	222	115	148	-
SSF (mg/L)		26	8	32	26	-
SSV (mg/L)		80	214	83	122	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	19,9	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	0	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	2,9	-	-

**TABELA C.4 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados bruto (ELA) durante a 3ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	01/06/00	07/06/00	10/06/00	13/06/00	16/06/00
DQO bruta (mg/L)		66	57	49	49	49
DQO filtrada (mg/L)		56	56	30	33	31
DBO bruta (mg/L)		48	-	-	-	42
DBO filtrada (mg/L)		29	-	-	-	27
ST (mg/L)		742	511	555	699	-
SF (mg/L)		258	137	144	160	-
SV (mg/L)		484	374	411	539	-
SST (mg/L)		388	322	337	437	-
SSF (mg/L)		68	42	28	66	-
SSV (mg/L)		320	280	309	371	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	20,9	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	3,6	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	6,4	-	-

**TABELA C.5 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L durante 30 minutos (EO15-30) durante a 3ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	01/06/00	07/06/00	10/06/00	13/06/00	16/06/00
DQO bruta (mg/L)		59	69	49	51	49
DQO filtrada (mg/L)		58	62	33	33	32
DBO bruta (mg/L)		50	-	-	-	40
DBO filtrada (mg/L)		35	-	-	-	28
ST (mg/L)		408	558	584	684	-
SF (mg/L)		160	144	92	153	-
SV (mg/L)		248	414	492	531	-
SST (mg/L)		128	476	354	480	-
SSF (mg/L)		28	76	45	42	-
SSV (mg/L)		100	400	309	438	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	20,6	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	3,9	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	7,7	-	-

**TABELA C.6 - Resultados obtidos para o efluente do reator de lodos ativados ozonizado com 15 mg O<sub>3</sub>/L durante 50 minutos (EO15-50) durante a 3ª etapa da fase experimental**

Parâmetro	Data	01/06/00	07/06/00	10/06/00	13/06/00	16/06/00
DQO bruta (mg/L)		67	73	46	49	46
DQO filtrada (mg/L)		63	71	33	33	33
DBO bruta (mg/L)		54	-	-	-	39
DBO filtrada (mg/L)		48	-	-	-	27
ST (mg/L)		650	903	651	843	-
SF (mg/L)		258	241	176	244	-
SV (mg/L)		392	662	475	599	-
SST (mg/L)		388	282	445	652	-
SSF (mg/L)		36	160,4	62	79	-
SSV (mg/L)		352	121,6	383	573	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		-	-	25,0	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	4,5	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)		-	-	8,2	-	-