

**CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, EXTENSÃO E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MESTRADO EM AMBIENTE E  
DESENVOLVIMENTO**

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS OPERANDO UM  
REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA PARA TRATAMENTO DE  
CHORUME EM ESCALA PILOTO**

**Gustavo Reisdörfer**

**Lajeado, janeiro de 2011**

**Gustavo Reisdörfer**

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS OPERANDO UM  
REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA PARA TRATAMENTO DE  
CHORUME EM ESCALA PILOTO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente e Desenvolvimento do Centro Universitário Univates, como parte da exigência para a obtenção do título de mestre em Ambiente e Desenvolvimento.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eniz C. Oliveira.

Co-orientador Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>o</sup>. Odorico Konrad

**Lajeado, janeiro de 2011**

**Gustavo Reisdörfer**

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS OPERANDO UM  
REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA PARA TRATAMENTO DE  
CHORUME EM ESCALA PILOTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente e Desenvolvimento do Centro Universitário Univates, como parte da exigência para a obtenção do grau de Mestre em Ambiente e Desenvolvimento, na área de Gestão Integrada de Resíduos.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Eniz C. Oliveira.

Co-orientador Prof<sup>º</sup>. Dr<sup>º</sup>. Odorico Konrad

**Banca Examinadora:**

Prof. Dr. Ênio Leandro Machado  
Universidade de Santa Cruz do Sul

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Simone Stülp  
Centro Universitário Univates

Prof. Dr. Luciano Marder  
Centro Universitário Univates

**Lajeado, janeiro de 2011**

## DEDICATÓRIA

UNIVATES

*Dedico este trabalho a minha esposa  
Roberta, minha filha Ana Clara que está  
quase chegando. Meus pais, Leila  
Baum e Nelson A. Reisdörfer, meu irmão  
Guilherme e minha cunhada Letícia, pela  
força que todos me deram em momentos  
difíceis e mesmo pela simples existência de  
você todos.*

## AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Eniz C. Oliveira, pelo apoio irrestrito, paciência e dedicação durante a execução deste trabalho.

A meu co-orientador Prof<sup>º</sup>. Dr. Odorico Konrad, pelas longas conversas e discussões para aperfeiçoamento deste trabalho e na viabilização das aquisições dos materiais para execução da pesquisa.

A UNIVATES pela oportunidade e pela aquisição de alguns equipamentos.

Ao município de Lajeado, através da Secretaria do Meio Ambiente, e a Secretária Msc. Simone Beatris Schneider, por disponibilizarem o Aterro Sanitário para a realização do experimento.

Ao operador do aterro Francisco Bagestan, pela disponibilidade e auxílio, e também a toda equipe de segurança do aterro que zelaram por mim e pelos equipamentos nos trabalhos realizados durante as madrugadas.

Ao Eng<sup>o</sup>. de Controle e Automação Gustavo Kunzel, pelo auxílio na automação do sistema, na montagem do controlador, e paciência para aguentar as constantes mudanças nos equipamentos e modos de operação.

A bolsista de iniciação científica Ana Paula Mörschbacher, pelo auxílio na realização das análises físico-químicas.

A Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Simone Stulp pela disponibilidade dos equipamentos para realização das análises.

Minha esposa Roberta, por aguentar meu mau humor, pelo carinho e apoio diário, e por nossa filha Ana Clara, que está pintando por ai.

Minha mãe, querida, exemplo de força, por me apoiar em todos os momentos da minha vida.

Meu pai, por sempre me instigar a ir adiante, pelo exemplo, e ajuda em várias fases deste projeto, desde a montagem até a instalação do sistema, quase um engenheiro.

Ao meu irmão Guilherme e sua esposa Letícia, pela amizade, companheirimo, e por sempre estarem ao meu lado.

Aos meus queridos amigos: Márcio, Jê, Décio e Tati, pela amizade, apoio e torcida.

A Buffy e a Bali, cachorros mais que companheiros, que me fizeram companhia no retiro realizado para finalização desta dissertação. A Yanka que ficava deitada nos meus pés fazendo companhia. E todos os outros cachorros da família pela alegria que me proporcionam sempre.

## RESUMO

A disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários não pode ser considerada o ponto final do tratamento, pois a água, oriunda da degradação dos resíduos e das chuvas, percola, dando o origem ao lixiviado ou chorume. O chorume é um líquido escuro e turvo, de odor desagradável, e apresenta em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvida e coloidal, liberados no processo de decomposição do lixo. A melhor maneira de determinar a forma ideal para tratamento dos lixiviados de aterros sanitários é investigar as características de cada aterro. O tratamento por lodos ativados apresenta-se como um maneira versátil e eficiente, com elevada remoção de carga orgânica e nutrientes. Neste contexto, este estudo buscou avaliar o tratamento de chorume em um reator sequencial em batelada (RSB), em escala piloto, no sentido de verificar as melhores condições operacionais para uma maior eficiência de remoção. O experimento foi montado no Aterro Sanitário de Lajeado. Foram testados dois tipos de lodos. O RSB possuía volume total de 200 litros, volume de útil de 180 litros e volume de trabalho de 120 litros. Na primeira etapa (RA) o lodo foi formado e aclimatado no próprio reator durante 21 dias. Na segunda etapa (RB) o lodo era oriundo de uma indústria de proteína de soja. Os tempos de aeração para as duas etapas foram de 4h, 10h, 15h e 20h, com tempo de decantação de 4 horas para todos os ciclos. Para Demanda Química de Oxigênio (DQO), na etapa RA apresentou remoção média de 18,1%, atingindo picos de 42,7% com 20 h de aeração. Na etapa RB, a remoção média de DQO ficou em 20,3%, porém com 20

horas de aeração atingiu 65% de remoção. Em relação ao Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), a remoção média ficou acima dos 90% na maioria dos ciclos de RA e em RB a remoção não passou de 33,9%. Quanto a remoção de Carbono Orgânico Total (COT), em RA a remoção média ficou em 34,5%, com picos de 49,2% com 10 horas de aeração, e em RB a remoção média é de 10,8%, com pico de 20,6 com 20 horas de aeração. O RSB apresentou-se como uma grande iniciativa para futuros trabalhos, no sentido de desenvolver estratégias e procedimentos de operação para uma efetiva remoção de carga orgânica e nutrientes dos lixiviados produzidos na decomposição dos resíduos sólidos depositados no aterro. O RSB mostrou alta eficiência de remoção de nitrogênio operando com lodo produzido no próprio reator. Concluindo, o RSB apresentou-se como uma boa alternativa para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, porém, pelos dados apresentados neste experimento, devem ser estudadas formas de operação que favoreçam a remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes dos lixiviados.

**PALAVRAS-CHAVE:** aterros sanitários, lixiviados, chorume, lodo ativado, reator sequencial em batelada.

UNIVATES

## ABSTRACT

The disposal of solid waste in landfills can not be considered the end point of treatment, because the water originated from the degradation of waste and rain, percolates, giving rise to leachate. Leachate is a dark and cloudy liquid, unpleasant smell, and presents in its composition high contents of organic and inorganic compounds in the dissolved and colloidal forms, released in the process of garbage decomposition. The best way to determine the optimal way to treat the landfill leachate is to investigate the characteristics of each landfill. The activated sludge treatment presents itself as a versatile and efficient manner, with high removal of organic compounds and nutrients. In this context, this study sought to evaluate the treatment of manure in a sequential batch reactor (SBR) at pilot scale in order to ascertain the best operating conditions for a higher removal efficiency. The experiment was set up in the landfill of Lajeado/RS. We tested two types of sludge. The SBR had a total volume of 200 liters, useful volume of 180 liters and a working volume of 120 liters. In the first stage (RA) the sludge formed in the reactor and acclimatized for 21 days. In the second stage (RB) the sludge came from a soy protein industry. The aeration times for the two stages was 4h, 10h, 15h and 20h, with settling time of 4 hours for all cycles. For Chemical Oxygen Demand (COD), in step RA showed average removal of 18.1%, reaching peaks of 42.7% at 20 h of aeration. RB in step, the average removal of COD was found in 20.3%, but with 20 hours of aeration achieved 65% removal. Regarding the Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), the average removal was above 90% in most cycles of RA and RB in the

removal did not exceed 33.9%. As for Total Organic Carbon (TOC) removal in RA, the mean removal was 34.5%, with peaks of 49.2% with 10 hours of aeration, and RB is the mean removal of 10.8%, with a peak of 20.6 with 20 hours of aeration. The RSB has presented itself as a major initiative for future work, to develop strategies and operating procedures for effective removal of nutrients and organic load of leachate produced in the decomposition of solid waste landfill. The RSB showed high removal efficiency of nitrogen operating at sludge produced in the reactor itself. In conclusion, the RSB has presented himself as a good alternative for the treatment of landfill leachate, however, the data presented in this experiment should be given to ways of operation to encourage joint removal of organic matter and nutrients in the leachate.

KEYWORDS: landfill, leachate, activated sludge, sequential batch reactor.

UNIVATES

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AM	Razão Alimento/Microrganismo
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ADP	Adenosina Difosfato
ANAMOX	Oxidação Anaeróbia do Amônio, do inglês Anaerobic Ammonium Oxidation
ATP	Adenosina Trifosfato
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CI	Carbono Inorgânico
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Carbono Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Ha	Hectare
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
km	Quilômetro
L	Litro

MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
NBR	Norma Brasileira
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
POA	Processo Oxidativo Avançado
RA	Primeira Etapa de Operação
RB	Segunda Etapa de Operação
RSB	Reator Sequencial por Batelada
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SHARON	Reator único de alta taxa para remoção de amônia via nitrito, do inglês <i>Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite</i>
SS	Sólidos Suspensos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSVTA	Sólidos Suspensos Voláteis no Tanque de Aeração
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, do inglês <i>Up-flow Anerobic Sludge Blanket</i>
VOC	Compostos Orgânicos Voláteis, do inglês <i>Volatile organic compounds</i>
$\theta_c$	Tempo de Retenção Celular

UNIVATES

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 –	Composição do Chorume de Diferentes Idades.....	42
Tabela 3.2 –	Parâmetros e suas variações conforme a fase de decomposição em que se encontram os resíduos.....	44
Tabela 4.1 –	Características do Reator Sequencial em Batelada.....	83
Tabela 4.2 –	Ciclo de Operação durante o período de aclimação e formação do lodo.....	84
Tabela 4.3 –	Tempos de Aeração de cada batelada de RA e RB.....	85
Tabela 5.1 –	Características do Chorume Bruto.....	92
Tabela 5.2 –	Temperatura Média nos dias que ocorreram a operação do RA.....	94
Tabela 5.3 –	Desempenho do Reator na Remoção de DQO.....	95
Tabela 5.4 –	Eficiência na remoção de NTK.....	98
Tabela 5.5 –	Monitoramento dos parâmetros de COT.....	102
Tabela 5.6 –	Remoção de DQO, NTK e COT e suas correlações.....	106
Tabela 5.7 –	Temperatura média nos dias de operação do RB.....	108
Tabela 5.8 –	Diluições para aclimação do lodo.....	108
Tabela 5.9 –	Acompanhamento do RSB na remoção de DQO.....	109
Tabela 5.10 –	Acompanhamento do RSB na remoção de NTK.....	112
Tabela 5.11 –	Monitoramento dos parâmetros de COT, CT e CI na operação do RB....	115
Tabela 5.12 –	Comportamento do pH e Condutividade na operação de RB.....	119
Tabela 5.13 –	Parâmetros de pH e Condutividade em relação a remoção de DQO, NTK e COT na operação de RB.....	121
Tabela 5.14 –	Correlações entre pH, Condutividade, remoção de DQO, NTK e COT na operação de RB.....	122

## LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Principais fatores que influenciam a geração de chorume.....	35
Quadro 3.2 – Íons encontrados no chorume e suas prováveis fontes.....	36
Quadro 3.3 – Fases da Decomposição dos Resíduos.....	39
Quadro 3.4 – Principais processos utilizados para remoção de compostos encontrados em efluentes.....	47

UNIVATES

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Lixão no Morro do Bumba.....	31
Figura 3.2 – Aterro Controlado de Tapes/RS.....	32
Figura 3.3 – Aterro Sanitário de Lajeado/RS.....	33
Figura 3.4 – Fluxograma típico do sistema de lodos ativados convencional.....	58
Figura 3.5 – Fluxograma de um sistema de aeração prolongada.....	58
Figura 3.6 – Fluxograma de um sistema de lodos ativados com operação intermitente.....	59
Figura 3.7 – Ciclos de Operação do RSB.....	61
Figura 4.1 – Imagem de satélite com a indicação do local do Aterro Sanitário de Lajeado/RS.....	79
Figura 4.2 – Croqui representando o Aterro Sanitário de Lajeado.....	79
Figura 4.3 – Croqui da Estação de Tratamento de Efluentes.....	80
Figura 4.4 – Experimento instalado no Aterro Sanitário.....	80
Figura 4.5 – Representação esquemática do reator.....	82
Figura 4.6 – (a) Soprador (b) Difusor de Membrana.....	83
Figura 4.7 – Calha Parshal (Ponto de Coleta 1) e Lagoa de Equalização/Anaeróbica ao fundo.....	87
Figura 4.8 – Lagoa de Equalização/Anaeróbica (Ponto de Coleta 2).....	87
Figura 5.1 – Evolução da DQO durante os ciclos de operação de RA para o efluente bruto e tratado.....	96
Figura 5.2 – Avaliação da Remoção de DQO.....	97
Figura 5.3 – Eficiência Média para cada Tempo de Aeração.....	97
Figura 5.4 – Evolução do NKT durante os ciclos de operação.....	99
Figura 5.5 – Avaliação da Eficiência de Remoção de NKT.....	100
Figura 5.6 – Eficiência Média para cada tempo de aeração.....	100

Figura 5.7 – Comportamento do COT durante os ciclos de operação.....	102
Figura 5.8 – Eficiência de remoção de COT em cada batelada.....	103
Figura 5.9 – Eficiência média de remoção de COT em relação ao tempo de aeração.....	103
Figura 5.10 – Comparação entre o comportamento da DQO e COT.....	104
Figura 5.11 – Eficiência de remoção de DQO <i>versus</i> COT.....	105
Figura 5.12 – Eficiência média de remoção de DQO <i>versus</i> COT em relação ao tempo de aeração.....	105
Figura 5.13 – Comportamento da remoção de DQO, NTK e COT.....	107
Figura 5.14 – Evolução da DQO durante os ciclos de operação (RB).....	110
Figura 5.15 – Avaliação da Remoção de DQO (RB).....	110
Figura 5.16 – Eficiência Média para cada Tempo de Aeração (RB).....	111
Figura 5.17 – Evolução do NKT durante os ciclos de operação.....	113
Figura 5.18 – Avaliação da Eficiência de Remoção de NKT.....	113
Figura 5.19 – Eficiência Média para cada tempo de aeração.....	113
Figura 5.20 – Comportamento do COT durante os ciclos de operação.....	115
Figura 5.21 – Eficiência de remoção de COT em cada batelada de RB.....	116
Figura 5.22 – Eficiência média de remoção de COT em relação ao tempo de aeração.....	116
Figura 5.23 – Comparação entre o comportamento da DQO e COT na operação de RB.....	117
Figura 5.24 – Eficiência de remoção de DQO <i>versus</i> COT na operação de RB.....	117
Figura 5.25 – Eficiência média de remoção de DQO <i>versus</i> COT em relação ao tempo de aeração na operação de RB.....	118
Figura 5.26 – Comportamento do pH e Condutividade na operação do RB.....	119
Figura 5.27 – Comportamento do pH e Condutividade em relação aos tempos de aeração.....	120
Figura 5.28 – Comportamento do pH, condutividade e as remoções de NTK e COT na operação do RB.....	123

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>18</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>23</b>
2.1 Objetivo Geral.....	23
2.2 Objetivos Específicos.....	23
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>25</b>
3.1 Panorama sobre Resíduos Sólidos.....	25
3.2 Geração de Chorume.....	34
3.2.1 Processos de Decomposição dos Resíduos.....	36
3.2.2 Características do Chorume.....	40
3.3 Tecnologias para Tratamento de Chorume.....	45
3.3.1 Processos Físico-Químicos.....	47
3.3.2 Processos Biológicos.....	50
3.3.3 Processos Facultativos, Aeróbios/Anaeróbios e Recirculação.....	53
3.3.4 Processos Oxidativos Avançados.....	55
3.3.5 Wetland.....	56
3.4 Lodos Ativados.....	57
3.4.1 Reator Sequencial em Batelada.....	60
3.4.2 Pesquisas com RSB.....	66
3.5 Remoção Biológica de Matéria Orgânica.....	68
3.6 Remoção Biológica de Nitrogênio.....	72
3.6.1 Nitrificação.....	72
3.6.2 Desnitrificação.....	74
3.6.3 Outros Processos de Remoção de Nitrogênio.....	75
3.7 Stripping da Amônia.....	76
<b>4 METODOLOGIA.....</b>	<b>78</b>
4.1 Área de Estudo.....	78
4.2 Montagem e Descrição do Experimento.....	81
4.2.1 Montagem do Reator.....	81
4.2.2 Operação do Reator.....	83
4.2.3 Descrição do Controlador.....	85
4.3 Coleta e Preservação das Amostras de Chorume.....	86
4.4 Caracterização do Chorume Bruto Gerado .....	88

4.5 Avaliação da Eficiência do Sistema de Tratamento.....	88
4.5.1 Determinação da DQO.....	88
4.5.2 Determinação de COT.....	89
4.5.3 Determinação de NTK.....	89
4.5.4 Determinação de pH e Condutividade Específica.....	90
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>91</b>
5.1 Características do Chorume Bruto.....	91
5.2 Primeira Etapa de Operação – RA.....	93
5.2.1 Remoção de DQO.....	94
5.2.2 Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl.....	98
5.2.3 Remoção de COT.....	101
5.2.4 Correlações entre as remoções de DQO, NTK e COT.....	105
5.3 Segunda Etapa de Operação – RB.....	107
5.3.1 Remoção de DQO.....	109
5.3.2 Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl.....	111
5.3.3 Remoção de COT.....	114
5.3.4 Avaliação dos parâmetros de pH e Condutividade.....	118
5.3.5 Correlações entre pH, Condutividade e as remoções de DQO, NTK e COT.....	121
<b>6 CONCLUSÃO E SUGESTÕES.....</b>	<b>124</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>127</b>

UNIVATES

## 1 INTRODUÇÃO

O crescente desenvolvimento urbano, industrial e da sociedade de consumo vêm contribuindo para o aumento da geração de resíduos sólidos. A falta de políticas públicas para o gerenciamento dos resíduos contribui para a poluição tanto do ar, como dos recursos hídricos e do solo.

Em vista disso, a destinação final dos resíduos sólidos é um grande problema a ser enfrentado pelo Brasil. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB 2008 – (IBGE, 2008), 27,7% dos municípios brasileiros destinam seus resíduos sólidos urbanos (RSU) para aterros sanitários, enquanto, aproximadamente 50,8% ainda destinam seus resíduos em lixões e 22% para aterros controlados. Comparando com os dados referentes ao PNSB 2000 (IBGE, 2000), ocorreu uma evolução dos municípios que destinam seus resíduos para aterros sanitários, passando de 17,3% para 27,7% em oito anos, enquanto os municípios que depositam seus resíduos em lixões reduziram de 72,3% para 50,8%. Como se pode verificar, apesar do decréscimo dos lixões, a grande maioria dos resíduos sólidos ainda são descartados em depósitos irregulares, bem conhecidos como “lixões”. Os lixões são caracterizados por não possuírem qualquer tipo de controle, tanto dos resíduos recebidos como também em relação a medidas preventivas necessárias, visando à minimização ou a emissão de poluentes para o meio ambiente.

Há alguns anos, os resíduos sólidos gerados no município de Lajeado/RS eram dispostos, de maneira irregular e inadequada, as margens do Rio Taquari, que margeia a cidade, e a cada nova cheia do rio, os mesmos eram arrastados com as águas. Ou então, os resíduos eram lançados em áreas alagadiças e após aterrados, onde até mesmo resíduos industriais eram depositados. Depois de alguns anos, o município adquiriu a área onde está hoje localizado o Aterro Sanitário, e os resíduos sólidos passaram a ser depositados neste local, sem qualquer controle ambiental, sendo caracterizado como um lixão.

Em 1994, iniciou-se a busca por alternativas para regularização ambiental do local. Realizaram-se levantamentos buscando soluções para a recuperação da área, visando atender as exigências da legislação ambiental e parâmetros técnicos de operação, com vista a regularização junto ao órgão estadual de proteção ambiental.

As principais melhorias realizadas no empreendimento para obtenção da regularização ambiental foram: recuperação da área degradada, implantação do sistema de drenagem de percolados, construção da lagoa de contenção para o chorume, implantação de um sistema de tratamento de chorume, construção de uma nova célula para disposição dos resíduos, readequação do sistema de tratamento de chorume para a nova célula, operação contínua do aterro (espalhamento, compactação e cobertura).

Em 2003, iniciou-se a construção da nova célula para disposição dos resíduos, construída seguindo normas técnicas de engenharia e controle ambiental e no ano de 2004 a célula entrou em operação. A atual célula possui área superficial de 26.500 m<sup>2</sup> e volume útil de 265.000 m<sup>3</sup>. Atualmente a célula está operando em sua última camada, e a construção da nova célula está em fase de projeto e liberação dos órgãos ambientais. O aterro sanitário conta com sistema para tratamento dos líquidos percolados, composto por lagoa anaeróbica/equalização, lagoa aerada, decantador, e duas lagoas facultativas em série, com uma vazão média diária de 20 m<sup>3</sup>.

A disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários, aterros controlados e lixões não podem ser considerados o ponto final do tratamento, porque a água, principalmente das chuvas, percola pela face superior do aterro, provocando a lavagem dos resíduos, aumentando assim o volume do percolado e, conseqüentemente, diminuindo a concentração de muitos íons presentes (SILVA, 2002).

Os percolados de aterros, ou chorume, são líquidos escuros e turvos, de odor geralmente desagradável, que apresentam em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvida e coloidal, liberados no processo de decomposição do lixo (SILVA, 2002). A composição do chorume depende de uma série de fatores e sua composição química varia de acordo com os muitos tipos de resíduos depositados no terreno, bem como da idade do aterro, das condições do solo, compactação dos resíduos e das condições climáticas.

A poluição dos recursos hídricos devido à falta de controle sobre a correta destinação dos resíduos sólidos urbanos é bastante alarmante, tendo em vista que toda a variabilidade na composição do chorume gerado pela disposição de resíduos. É importante ressaltar, que mesmo depois de encerrado, um aterro sanitário continua gerando chorume durante vários anos, e quanto mais velho o aterro, menos biodegradável o chorume gerado, necessitando cada vez mais de processos mais complexos, ou a inserção de novos processos a uma linha de tratamento (SILVA, 2002).

Há alguns anos, acreditava-se que a água era um bem infinito. Hoje em dia, com o pleno conhecimento da escassez de água que o mundo deverá enfrentar, existe uma esperança de que esforços com o intuito de proteger os recursos hídricos sejam cada vez mais estimulados.

A grande preocupação com a escassez de água no mundo e com a proteção dos mananciais implica na busca de alternativas em pesquisas que visem aperfeiçoar e melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento, difundindo novas técnicas e aplicações das tecnologias existentes para o tratamento dos mais diversos tipos de efluentes, definindo parâmetros de operação para cada caso, levando em conta as diferenças sazonais, principalmente em relação às condições climáticas e as peculiaridades de cada região, que no caso dos lixiviados de aterros sanitário são variáveis importantes para o volume de chorume gerado.

Sachs (1986) ressalta que ao invés de buscarmos soluções e tecnologias importadas, realizadas em condições ecológicas e culturais diversas e que visem a destruição do sistema, a nova ordem é buscarmos um novo modelo de atitude, construindo soluções apropriadas as condições naturais e sociais em que deverão ser utilizadas.

Devido a isso, estudos das tecnologias de tratamento são importantes, e as investigações de casos pontuais, aplicados a um determinado Aterro Sanitário são imprescindíveis, dado as diferentes variáveis que influenciam na qualidade do chorume. Silva (2002) salienta que para determinar as melhores formas de tratamento e disposição final, tanto de resíduos quanto de efluentes, deve-se investigar as características e peculiaridades de cada aterro.

O tratamento por lodos ativados apresenta-se como um sistema de bioremediação mais versátil e eficiente, apresentando elevada eficiência de remoção de carga orgânica e compostos com toxicidade crônica e aguda. Apesar de não ser uma técnica nova de tratamento, pois foi desenvolvido no início do século XX na Inglaterra, sua aplicação para o tratamento de chorume ainda é escasso (FREIRE et al., 2000).

Anteriormente, os processos de tratamento visavam em sua grande maioria à remoção apenas de carga orgânica, sólidos suspensos e coliformes. Hoje em dia, a remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, responsáveis pela eutrofização dos corpos hídricos, se faz necessária e este ponto se constitui em uma grande vantagem do sistema de lodos ativados, devido a sua flexibilidade de operação, proporcionando o arranjo destas em busca de um melhor desempenho e eficiência na remoção de determinado poluente.

Este projeto buscou avaliar o tratamento do chorume em um reator sequencial por batelada (RSB) utilizando sistema de lodo ativado, em escala piloto, instalado no Aterro Sanitário da Prefeitura Municipal de Lajeado-RS, no sentido de verificar as melhores condições operacionais para uma maior eficiência de remoção, tanto de carga orgânica como de nutrientes, através da análise das melhores técnicas para a operação do sistema de tratamento proposto. Buscou-se ainda por meio deste trabalho, o surgimento de novas oportunidades de pesquisa, incentivando a complementação e otimização dos processos de operação do sistema, possibilitando uma melhoria contínua na qualidade do lixiviado tratado.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a eficiência de um reator de lodo ativado sequencial por batelada para tratamento do chorume gerado no Aterro Sanitário de Lajeado em escala piloto.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Caracterizar o chorume gerado no Aterro Sanitário de Lajeado, verificando suas concentrações e identificando parâmetros que possam interferir no sistema de lodos ativados;
- Montar um reator sequencial por batelada em escala piloto para o tratamento de chorume;
- Monitorar os parâmetros de Demanda Química de Oxigênio, Carbono Orgânico Total, Carbono Inorgânico, Carbono Total, Sólidos Sedimentáveis, Nitrogênio Total Kjeldahl, pH e condutividade no efluente bruto e tratado do RSB;

- Avaliar a eficiência de dois tipos de lodo para o tratamento de chorume;
- Avaliar a influência do tempo de aeração e do tempo de detenção hidráulica na eficiência do tratamento.



### **3 REFERENCIAL TEÓRICO**

Neste referencial teórico serão discutidos alguns temas relevantes associados à questão dos resíduos sólidos, como a classificação, destinação, geração e tratamento do lixiviado de aterros sanitários.

#### **3.1 Panorama sobre Resíduos Sólidos**

Desde a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – ECO 92 um dos pontos mais debatido e considerado de fundamental importância para a preservação do meio ambiente está relacionado com a preocupação com o aumento significativo na produção de resíduos sólidos em todo o mundo.

No mundo inteiro, segundo estimativas da ABRELPE (2007) – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – são coletados diariamente 1,2 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU). Ainda segundo a ABRELPE, os países da Europa Ocidental e os Estados Unidos são responsáveis por aproximadamente 50% deste total. Apesar de serem grandes geradores de resíduos, os países desenvolvidos apresentam melhores soluções para o tratamento dos resíduos sólidos urbanos, enquanto países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, como o Brasil, destinam a maior parte dos seus resíduos

para lixões ou vazadouros a céu aberto, sendo que apenas uma pequena parcela é destinada adequadamente para aterros sanitários.

Segundo dados da ABRELPE (2009), no Brasil são coletados diariamente 161.084 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) e cerca de 10 milhões de toneladas de RSU deixam de ser coletados anualmente, tendo um destino duvidoso e certamente inadequado.

Silva (2002) alerta sobre o sentido do termo “destinação adequada” que é aquela em que os resíduos são dispostos de modo que a sua decomposição não altere as condições do meio ambiente. A decomposição é iniciada no instante em que o resíduo é descartado, e a partir de então, efluentes líquidos e gasosos começam a ser gerados, e invariavelmente estão contaminados com substâncias presentes nestes resíduos (MORAIS, 2005).

Devido à complexidade destes efluentes é que advêm os problemas relacionados ao tratamento dos líquidos percolados de aterros sanitários. Segundo Morais (2005), devido as peculiaridades e diversidades apresentadas pelo lixiviado é que muitas pesquisas estão sendo realizadas buscando adaptar sistemas de tratamento para uma determinada realidade local, com o objetivo de apresentar outras formas de tratamento para a redução da carga orgânica dos lixiviados dos aterros sanitários.

Segundo a norma NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), atribui-se para o lixo a denominação de resíduo sólido. *Residuu*, do latim, significa o que sobra de determinada substância, e *sólido* é incorporado como forma de diferenciar dos resíduos líquidos e gasosos.

A referida norma define resíduos sólidos como:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções, técnica e economicamente, inviáveis em face à melhor tecnologia disponível. (BRASIL, 2002, p. 1)

Podemos observar nesta definição as várias fontes ou atividades geradoras, bem como a possibilidade dos resíduos apresentarem-se sob diferentes estados físicos. A NBR 10.004 classifica os resíduos quanto ao grau de periculosidade, que varia de acordo com as características físicas, químicas e biológicas ou infectocontagiosas, classificando os resíduos de acordo com os riscos potenciais de contaminação ao meio ambiente. Outras classificações levam em consideração a natureza e a origem dos resíduos.

De acordo com a natureza ou origem dos resíduos, estes podem ser classificados, segundo Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM, 2001), como: resíduo doméstico ou residencial, resíduos comercial, resíduo público, resíduo domiciliar especial e resíduos de fontes especiais.

O resíduo doméstico e comercial constituem o que podemos chamar de lixo domiciliar ou RSU, e juntamente com os resíduos de natureza pública constituem na principal parcela dos resíduos sólidos produzidos nas cidades.

Os resíduos domiciliares especiais estão compreendidos os resíduos de construção civil, as pilhas e baterias, as lâmpadas fluorescentes e os pneus. Os resíduos de fontes especiais devido as suas características peculiares são resíduos que requerem uma atenção especial para acondicionamento, manuseio e disposição

final. Nesta categoria enquadram-se os resíduos industriais, radioativos, de portos e aeroportos, agrícolas e os resíduos de serviços de saúde (IBAM, 2001).

Os resíduos sólidos apresentam uma grande diversidade e complexidade (ZANTA et al., 2006). Suas características variam de acordo com a fonte ou atividade responsável pela geração do resíduo. Consoni et al. (1995) afirmam que dois aspectos influenciam diretamente na origem e formação do lixo, denominando-os de fatores primários e secundários. Os primários seriam o número de habitantes, o município ou área onde os resíduos são gerados, a cultura e os costumes da população, a renda e a área relativa de produção. Os fatores secundários estão relacionados com a umidade da massa de resíduos, o peso específico e o teor de matéria orgânica.

Segundo Moraes (2005), os resíduos sólidos constituem-se numa das principais fontes de insalubridade, e que a falta de um plano de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos favorecem o aparecimento de vetores que podem espalhar uma infinidade de doenças, bem como a formação de gases e líquidos causadores de mau cheiro nas redondezas do local de disposição.

As características físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos podem variar de acordo com o processo o qual foi gerado, o manejo e os processos de tratamento e de disposição final (ZANTA et al., 2006). As características físicas dos resíduos podem ser associadas a inúmeros impactos ao meio ambiente como alteração da paisagem pela poluição visual e a liberação de odores ou substâncias químicas voláteis pela decomposição dos resíduos. As características químicas estão ligadas a contaminação por substâncias perigosas presentes nos resíduos e percolados no solo e nos aquíferos subterrâneos ou quando atingem corpos d'água superficiais. As características biológicas dos resíduos sólidos podem contaminar o solo e as águas subterrâneas pela presença de microrganismos patogênicos, através da ação de vetores biológicos ou mecânicos e também pela ação do vento.

Ainda segundo Zanta (2006), no meio aquático a carga orgânica carregada pelo lixiviado reduz a concentração de oxigênio dissolvido acarretando na mortandade da fauna aquática. Os nutrientes como nitrogênio e fósforo podem causar a eutrofização e produtos químicos podem ser tóxicos ou biocumulativos na cadeia alimentar.

Em relação aos vetores mecânicos e biológicos os resíduos sólidos constituem uma fonte de alimento, água e abrigo para vários vetores de agentes etiológicos de reservatórios naturais aos hospedeiros suscetíveis. Os principais vetores são insetos e roedores. Em lixões clandestinos ou irregulares animais como cães e gatos também tem presença constante, veiculando toxoplasmose, ou também bovinos e suínos que podem transmitir a cisticercose e teníase (ZANTA, 2006).

As principais formas de disposição encontradas no Brasil atualmente são os vazadouros a céu aberto ou lixões, os aterros controlados e os aterros sanitários.

Os lixões caracterizam-se pelo simples lançamento dos resíduos sobre o solo, sem qualquer tratamento, tanto da área como da massa de resíduos, não apresentando mecanismos de proteção tanto da poluição ambiental como da saúde pública, caracterizando-se na forma de disposição mais danosa ao meio ambiente. Todavia, segundo dados PNSB 2008 (IBGE, 2008) ainda são utilizados em aproximadamente 50% dos municípios brasileiros. A Figura 3.1 mostra lixão no Morro do Bumba, em Niterói, do ano de 1977, onde em abril de 2010 ocorreu um desabamento que vitimou centenas de pessoas, evidenciando a necessidade de um gerenciamento adequado dos locais de disposição final de RSU, mesmo após encerrados.



Figura 3.1 – Lixão no Morro do Bumba  
Fonte: Acervo Jornal Fluminense (1977)

Os aterros controlados apresentam-se com uma variável melhorada dos lixões, onde os resíduos recebem uma cobertura diária de material inerte. Da mesma forma que os lixões, os aterros controlados não apresentam nenhum mecanismo de proteção ambiental, acarretando a poluição do solo e dos recursos hídricos. Algumas publicações consideram os aterros controlados como uma técnica de disposição que não afeta o meio ambiente e a saúde pública (Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT, 2000) considerando que a poluição ambiental é localizada em virtude da disposição ordenada dos resíduos. Este pode ser um diferencial importante em relação aos lixões, onde a disposição é totalmente desordenada, mas a ausência de impermeabilizações de base e outros dispositivos de controle da poluição ambiental, como coleta e tratamento de líquidos percolados, evidenciam que os aterros controlados não podem ser considerados como destino adequado para os resíduos sólidos urbanos. A Figura 3.2 apresenta um exemplo de aterro controlado, demonstrando a falta de controle quanto ao gerenciamento dos líquidos percolados e da disposição dos resíduos.



Figura 3.2 – Aterro Controlado de Tapes/RS  
Fonte: <http://osverdestapes.blogspot.com>

A técnica de disposição mais utilizada no mundo inteiro são os aterros sanitários. Segundo Jaramillo (1991), os aterros sanitários constituem na técnica para disposição de resíduos que melhor se adapta as condições técnicas e econômicas de regiões como o Brasil e a América Latina. Casagrande (2006) enfatiza que apesar dos esforços em reduzir, reutilizar e reciclar, os aterros sanitários ainda se apresentam como a mais difundida técnica de disposição final de resíduos, e que apesar de toda esta contradição o aterro sanitário, em muitos países, é o objetivo a ser alcançado para um tratamento adequado dos resíduos sólidos urbanos.

Segundo a NBR 8419/92 da ABNT, aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos é a técnica de disposição de resíduos no solo, sem causar impactos à saúde e segurança, minimizando os impactos ambientais, utilizando princípios de engenharia para utilizar a menor área possível para confinar os resíduos e reduzi-los ao menor volume possível, cobrindo os resíduos diariamente com terra ao final de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário. A Figura 3.3 mostra o Aterro Sanitário de Lajeado, pronto para entrar em operação, onde pode-se notar a impermeabilização dos taludes e o colchão drenante, responsável pela drenagem dos líquidos percolados.



Figura 3.3 – Aterro Sanitário de Lajeado/RS  
Fonte: Secretaria do Meio Ambiente/Lajeado

Os aterros sanitários têm como objetivo principal a disposição de resíduos, compactados e cobertos diariamente, a fim de evitar a presença de vetores e animais, seguindo técnicas de engenharia, operando o aterro de forma responsável, controlando os gases e líquidos formados no interior das células do aterro, protegendo as águas superficiais e subterrâneas de possível contaminação, através da camada de impermeabilização e sistema de drenagens eficientes e efetivas, garantindo assim a preservação do meio ambiente e da saúde pública.

Para a construção, execução e operação de aterros sanitários devem ser atendidas algumas exigências técnicas como o revestimento da base, que pode ser como geomembranas ou argila compactada, sistema de drenagem de líquidos percolados e de gases gerados, drenos superficiais ou pluviais para evitar o afluxo de água para o interior da massa de resíduos (MORAIS, 2005).

Além das estruturas básicas de controle, outras também se fazem necessárias como cercas, cortinamento vegetal, portarias, balanças, instalações de

apoio pátio de estocagem, acessos externos e internos bem conservados, etc. Para a seleção de áreas para aterros sanitários alguns critérios também devem ser seguidos como distância mínima de residências, corpos hídricos e aeroportos, 3 metros de elevação mínima em relação ao lençol freático, distância viável economicamente do ponto gerador dos resíduos, oferta de material argiloso para realização da cobertura do aterro e estar situado em zona ambiental compatível para a atividade (BRASIL, 1992).

Morais (2005) ressalta que com o aumento das áreas urbanizadas, as áreas viáveis para a instalação de aterros sanitários estão cada vez mais raras.

Casagrande (2006) destaca que os potenciais impactos ambientais gerados por um aterro sanitário podem ser classificados em diretos e indiretos. Os diretos são os efluentes líquidos, emissões atmosféricas, poluição sonora e visual. Os indiretos são, principalmente, os impactos à saúde pública. O autor ainda salienta que a geração de chorume pode ser considerada o maior dos impactos dada a grande variabilidade e volume produzidos.

Junkes (2002) aponta os aterros sanitários como a principal alternativa tendo em vista a minimização dos impactos ambientais para disposição de resíduos sólidos urbanos. Apesar disto, Sisino e Moreira (1996) ressaltam que estas áreas não podem ser consideradas como o ponto final para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, principalmente pela percolação das águas das chuvas através da massa de resíduos, onde inúmeras substâncias contidas ou geradas pela decomposição dos resíduos são incorporadas a água da chuva e aos próprios líquidos oriundos da decomposição formando o chorume, de composição bastante variável como os resíduos dispostos no aterro. O chorume quando não controlado, coletado e tratado pode infiltrar no solo e atingir as águas subterrâneas comprometendo o consumo. As considerações sobre a geração e as formas de tratamento do chorume serão apresentadas a seguir.

### 3.2 Geração de Chorume

O chorume dos aterros sanitários é um líquido escuro e turvo, geralmente apresenta odor desagradável, apresentando em sua composição elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvidas e coloidais, oriundas do processo de decomposição dos resíduos (SILVA, 2002).

O processo básico de formação do chorume em aterro sanitário pode ser descrito da seguinte forma: a água percola entre a massa de resíduos onde solubiliza os compostos orgânicos e inorgânicos oriundos dos resíduos em decomposição, originando um líquido altamente poluente e de composição altamente complexa, conhecido popularmente como chorume (SISINNO, 1995).

Segundo Sisinno e Oliveira (2000), para a produção do chorume é necessário que sejam mantidas as condições anaeróbias, bem como que os resíduos apresentem teores elevados de matéria orgânica e umidade. As principais fontes de água que contribuem para a formação do chorume destacam-se a água das chuvas e nascentes, a própria umidade dos resíduos ou líquidos descartados junto com os resíduos, a umidade local e a umidade produzida pela decomposição dos resíduos.

Para Rodrigues (2007) os conceitos não são suficientes para definir os lixiviados de aterros sanitários, devendo-se primeiramente identificar os fatores responsáveis pela composição e formação.

Silva (2002) relata que a composição do chorume está relacionada a uma grande gama de fatores e a composição é bastante variável, e está relacionada diretamente aos resíduos depositados no aterro.

O Quadro 3.1 apresenta os principais fatores que influenciam a geração do chorume, destacando três grupos principais.

<b>Fatores Climáticos e Afins</b>	<b>Fatores Relativos aos Resíduos</b>	<b>Fatores Relativos a Disposição</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Regime de chuvas e precipitação pluviométrica anual;</li> <li>- Escamento Superficial               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Infiltração</li> </ul> </li> <li>- Evapotranspiração e temperatura</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Composição</li> <li>- Densidade</li> <li>- Teor de umidade inicial</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permeabilidade do aterro</li> <li>- Idade do aterro</li> <li>- Profundidade do aterro</li> </ul>

Quadro 3.1 – Principais fatores que influenciam a geração de chorume.  
Fonte: Meira, 2003.

Dada a complexidade do chorume, Rodrigues (2007) ressalta a importância monitoramento dos mecanismos de controle da poluição ambiental em um aterro sanitário, gerenciando adequadamente o percolado, monitorando a quantidade e a qualidade do chorume produzido. Para isto, Rodrigues (2005) ressalta que os projetos de aterros sanitários devem ser concebidos visando o máximo confinamento dos lixiviados na área do aterro, através de um sistema de coleta, armazenamento e tratamento de chorume.

Para Ehrig (1992), a quantidade de chorume gerado depende também do grau de compactação dos resíduos, apresentando resultados diferentes conforme o tipo de compactador utilizado, bem como relaciona a quantidade de chorume com a camada de cobertura.

Para Rodrigues (2005) as características qualitativas do chorume variam de acordo com os resíduos aterrados, a pluviosidade da região, a idade do aterro e a forma de operação. Dados apresentados pela autora comprovam que os parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e potencial hidrogeniônico (pH) podem apresentar bruscas variações entre aterros diferentes e mesmo em pontos diferentes do mesmo aterro. O autor ainda destaca

que o pH é função principalmente da idade do aterro, onde aterros mais antigos apresentam pH mais básicos e os mais jovens pH mais ácidos.

Rodrigues (2005) ainda ressalta que um fator de grande importância na caracterização do chorume são os metais e apresenta uma relação de íons que podem ser encontrados no chorume e as possíveis fontes, que estão apresentadas na Quadro 3.2.

Íons	Fontes
Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Material orgânico
Al <sup>3+</sup>	Latas descartáveis, cosméticos, embalagens laminadas
Cu <sup>2+</sup> , Fe <sup>+</sup> , Sn <sup>2+</sup>	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup>	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup>	Baterias recarregáveis
As <sup>3+</sup> , Sb <sup>3+</sup> , Cr <sup>x+</sup>	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos
Cl <sup>-</sup> , Br <sup>-</sup> , Ag <sup>+</sup>	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X

Quadro 3.2 – Íons encontrados no chorume e suas prováveis fontes.

Fonte: Silva (2002).

### 3.2.1 Processos de Decomposição dos Resíduos

A qualidade do chorume depende principalmente dos resíduos dispostos, da forma que os resíduos são dispostos e da fase em que o aterro se encontra. Segundo Kjeldsen et al. (2002) a decomposição dos resíduos segue quatro fases distintas: aeróbia, acetogênica ou aeróbica, metanogênica inicial e metanogênica de estabilização.

A fase aeróbia dura aproximadamente um mês, devido à quantidade limitada de oxigênio, presente entre a massa de resíduos, que é consumida rapidamente pelos microrganismos aeróbios responsáveis pelo início da decomposição da matéria orgânica (MORAIS, 2005). O consumo do oxigênio acarreta na produção de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e na liberação de calor (KJELDSEN et al., 2002). O chorume gerado nesta fase apresenta altas concentrações de sais de alta

solubilidade, inclusive metais (IPT, 2000). À medida que ocorre a depleção dos níveis de oxigênio na massa de resíduos os microrganismos anaeróbios comandam o processo de decomposição dos resíduos, iniciando a fase acetogênica (MORAIS, 2005).

As bactérias acetogênicas promovem a hidrólise da parcela orgânica, ocorrendo na sequência à fermentação (KJELDSEN et al., 2002). Esta fase se caracteriza pela produção de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, como ácidos graxos voláteis, ácido acético e, também, grande quantidade de nitrogênio amoniacal (MEIRA, 2003). Nitrogênio amoniacal que em altas concentrações é tóxico e tem efeitos como fertilizante (LINS, 2005). Estes ácidos formados entram em contato com o chorume, fazendo com que o pH apresente valores entre 4 e 6 (IPT, 2000). Com um pH ácido, esta fase é quimicamente agressiva e favorece a solubilidade de muitos compostos, caracterizando-se pelos elevados valores de DBO e DQO (KJELDSEN et al., 2002). O caráter ácido desta mistura ainda favorece a solubilização de compostos inorgânicos, apresentando altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio (IPT, 2000). Nesta fase pode ocorrer maus odores em virtude do pH ácido, devido a liberação de gás sulfídrico, amônia e outros gases (MEIRA, 2003).

Na fase metanogênica inicial, os compostos orgânicos formados na fase anterior começam a ser consumidos por microrganismos anaeróbios. Através do consumo dos ácidos voláteis, o pH volta a estabilizar. Os microrganismos anaeróbios transformam os compostos orgânicos em metano (CH<sub>4</sub>) e gás carbônico (CO<sub>2</sub>) (IPT, 2000). Ocorre um equilíbrio entre as bactérias acetogênicas e metanogênicas, fazendo com que os compostos oriundos da fase anaeróbica tornem-se fontes de nutrientes para as bactérias metanogênicas (MORAIS, 2005). Para Kjeldsen et al. (2002) a fase inicia quando uma quantidade mensurável de metano é produzida e acrescenta que esta fase é associada com a neutralização do pH pelas bactérias metanogênicas. Os níveis de DBO e DQO decrescem nesta fase

como o pH inicialmente ácido tende a neutralidade, a medida que os compostos biodegradáveis são consumidos.

Na fase metanogênica de estabilização, a taxa de produção de metano é máxima e diminui com a redução nos níveis de substratos solúveis (KJELDSEN et al., 2002). A matéria orgânica fracamente degradável é metabolizada lentamente, dando origem a complexas moléculas de massa molar elevada (MORAIS, 2005). O pH aumenta gradativamente, apresentando o chorume um caráter levemente básico (MORAIS, 2005). Kjeldsen et al. (2002) indica a presença de compostos recalcitrantes como os ácidos húmicos e fúlvicos. Esta fase acompanha o decorrer da vida do aterro e de acordo com Kjeldsen et al. (2002) o chorume continua a ser produzido durante 30 anos após o encerramento das atividades em um aterro, devendo ser monitorado continuamente durante este período.

As quatro fases descritas da decomposição dos resíduos são definidas com base em experiências em escala de laboratório (KJELDSEN et al., 2002). Esta divisão facilita a compreensão do processo de estabilização dos resíduos e da formação do chorume, porém durante a operação e a vida útil de um aterro estas fases não se apresentam claramente delimitadas. Isto ocorre, pois a decomposição dos resíduos inicia-se a partir do momento que a primeira quantidade de resíduos é depositada na célula do aterro, e até o encerramento desta célula, ela continuará a receber resíduos diariamente, acarretando numa grande variabilidade na idade dos resíduos depositados, não sendo raro encontrar todas as fases ocorrendo simultaneamente em uma mesma célula de um aterro sanitário (MORAIS, 2005). Desta forma, o chorume será uma combinação das fases que estiverem ocorrendo no interior da célula do aterro sanitário.

No decorrer destas fases, a sensibilidade ao carreamento de substâncias químicas pelo líquido que escoar sofre drásticas modificações. Este processo de carreamento é chamado de lixiviação e, através deste processo é que os compostos

são arrastados da massa de resíduos formando o chorume com toda a sua variabilidade e complexidade (MEIRA, 2003).

Rita (2002) apresenta cinco fases que descrevem a decomposição da matéria orgânica em um aterro sanitários, que estão representadas no Quadro 3.3.

Fase 1 – Ajuste Inicial	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Disposição dos resíduos e acúmulo de umidade;</li> <li>✓ Encerramento de cada célula e assentamento do terreno;</li> <li>✓ Início da estabilização.</li> </ul>
Fase 2 – Transição	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Formação do chorume;</li> <li>✓ Transição da fase aeróbia para a anaeróbia;</li> <li>✓ Receptor primário de elétrons passa de oxigênio para nitratos e sulfatos;</li> <li>✓ Redução do potencial redox no sentido de estabelecer condições redutoras;</li> <li>✓ Surgimento de produtos metabólicos intermediários, ácidos orgânicos voláteis (AOV) no chorume.</li> </ul>
Fase 3 – Acidificação	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ AOV's tornam-se predominantes com a contínua hidrólise e fermentação dos resíduos orgânicos;</li> <li>✓ Redução do pH, causando possível complexação de metais pesados;</li> <li>✓ Liberação e assimilação de nutrientes, como nitrogênio e fósforo;</li> <li>✓ Aparecimento de hidrogênio que vai controlar os metabólicos intermediários.</li> </ul>
Fase 4 - Metanogênese	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Consumo dos produtos intermediários para formação de metano e dióxido de carbono;</li> <li>✓ Estabilização do pH e concentração de AOV;</li> <li>✓ Potencial redox está no valor mínimo;</li> <li>✓ Consumo contínuo de nutrientes;</li> <li>✓ Complexação e precipitação de metais pesados;</li> <li>✓ Concentração de orgânicos no chorume decresce devido à conversão a biogás.</li> </ul>
Fase 5 - Maturação Final	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Relativa dormência da atividade biológica;</li> <li>✓ Nutrientes podem se tornar limitantes;</li> <li>✓ Redução ou mesmo cessação da produção de gás;</li> <li>✓ Aumento do potencial redox e reaparecimento do oxigênio e de espécies oxigenadas;</li> <li>✓ Conversão dos compostos orgânicos mais biorrecalcitrantes e produção de substâncias húmicas capazes de complexar e re-mobilizar metais pesados.</li> </ul>

Quadro 3.3. – Fases da Decomposição dos Resíduos.  
Fonte: Pohland (1985) apud Rita (2002).

As fases descritas no Quadro 3.3, bem como as relatadas por Kjeldsen et al. (2002) apresentam grandes limitações práticas tendo em vista que em uma célula de aterro sanitário encontram-se as cinco fases ocorrendo simultaneamente, conferindo uma composição média para o chorume gerado.

Uma relação que indica o grau de decomposição dos resíduos é a razão DBO/DQO. Gomes (2005) destaca que valores superiores a 0,4 indicam que o processo de reações de decomposição está na fase aeróbia, com compostos facilmente degradáveis. Na fase metanogênica, os valores são inferiores a 0,1, indicando que os compostos orgânicos encontram dificuldade para serem degradados. O autor ainda destaca que uma baixa relação entre DBO/DQO indica que os sistemas biológicos de tratamento não serão eficientes para remoção de carga orgânica, devendo ser adotado sistema de tratamento com aeração ou físico-químico.

### **3.2.2 Características do Chorume**

Estimar as características quali-quantitativas do chorume gerado é motivo de grande preocupação em projetos de aterros sanitários. Muitas pesquisas procuraram criar modelos matemáticos para determinar o volume gerado de chorume, porém, segundo Neto (1999), estas ferramentas não proporcionam resultados muito precisos, principalmente devido ao grande número de variáveis que influenciam o processo de geração de chorume.

Para Reichert et al. (2002) os métodos mais utilizados para estimar a quantidade de chorume gerado por um aterro sanitário são baseados no balanço hídrico, que leva em consideração múltiplos modelos analíticos para quantificar os processos hidrológicos envolvidos e o método suíço, bem mais simples, aplicado onde não há muitos dados disponíveis. Segundo Lins e Jucá (2003) os métodos mais utilizados para determinação do volume de percolato gerado pelos aterros

sanitários não apresentam grande precisão, pois desconsideram variáveis importantes que influenciam diretamente as características quali-quantitativas do chorume.

Para Oliveira e Pasqual (2000), o volume de lixiviado representa os fenômenos físicos da percolação em um maciço homogêneo constituído por um material poroso. A percolação nada mais é que a infiltração da água através dos resíduos sólidos, onde são carregadas as substâncias solúveis suspensas e a lixiviação é o processo de lavagem de certas substâncias. O processo de infiltração da água no solo faz parte do ciclo de recarga do lençol freático, sendo então de suma importância a retenção dos líquidos lixiviados de aterros sanitários, para a proteção das águas subterrâneas.

Silva (2002) considera que para estimar as características e a quantidade gerada de chorume é preciso considerar as peculiaridades de cada aterro.

Outros parâmetros devem ser levantados para avaliar a qualidade e quantidade de percolado gerado em determinada área de um aterro sanitário: a composição do solo, permeabilidade do solo, capacidade de compactação do solo, nível do lençol freático, distância das jazidas de material de cobertura, condições climáticas e meteorológicas, as formas de operação do aterro, a necessidade de equipamentos, formas de tratamento ou recirculação do lixiviado, natureza dos resíduos sólidos, caracterização dos resíduos, topografia da área, população a ser atendida, e as características desta população (IPT, 2000). A Tabela 3.1 apresenta a composição de alguns parâmetros em relação à idade do aterro.

Tabela 3.1 – Composição do Chorume de Diferentes Idades.

Parâmetros (mg/L)*	1 ano	5 anos	16 anos
DBO	7.500 - 28.000	4.000	80
DQO	10.000 - 40.000	8.000	400
pH	5,2 - 6,4	6,3	-
SDT	10.000 - 14.000	6.794	1.200
SST	100 - 700	-	-
Condutividade	600 - 9.000	-	-
Alcalinidade	800 - 4.000	5.810	2.250
Dureza (CaCO <sub>3</sub> )	3.500 - 5.000	2.200	540
Fósforo Total	25 - 35	12	8
Ortofósforo	23 - 33	-	-
Nitrogenio			
Amoniacal	56 - 482	-	-
Nitrato	0,2 - 0,8	0,5	1,6
Cálcio	900 - 1.700	308	109
Cloretos	600 - 800	1.330	70
Sódio	450 - 500	810	34
Potássio	295 - 310	610	39
Sulfato	400 - 650	2	2
Manganês	75 - 125	0,06	0,06
Magnésio	160 - 250	450	90
Ferro	210 - 325	6,3	0,6
Zinco	10 30	0,4	0,1
Cobre	-	menor 0,5	menor 0,5
Cádmio	-	menor 0,05	menor 0,05
Chumbo	-	0,5	1

Fonte: adaptado de IPT (2000).

\* Todos os valores em mg/L, exceto condutividade que é expressa em mS/m por centímetro e pH expresso em unidades de pH.

Christensen et al. (2001) classificam os principais poluentes encontrados no chorume em quatro grandes grupos:

1) Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) expressa como DQO ou carbono orgânico total (COT), incluindo metano, ácidos graxos voláteis (fase ácida) e compostos recalcitrantes (ácidos húmicos e fúlvicos);

2) Macrocompostos Inorgânicos: cálcio, magnésio, sódio, potássio, amônio, ferro, manganês, cloretos, sulfato, sulfeto e carbonato. Alguns metais tóxicos em potencial: cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e zinco.

- 3) Compostos Orgânicos xenobióticos (substâncias estranhas ao organismo): vários hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcool, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, entre outras.
- 4) Outros compostos encontrados menor concentração: boro, arsênio, selênio, bário, lítio, mercúrio e cobalto.

Para Silva (2002) a grande variedade da composição dos resíduos produz um percolato com elevados teores de metais tóxicos, xenobióticos e microrganismos danosos a saúde pública. A toxicidade do percolato não deve ser atribuída a apenas uma substância ou grupo de compostos, e sim a sinergia existente entre as variadas substâncias e compostos presentes no chorume e na massa de resíduos (MORAIS, 2005).

Na fase metanogênica de estabilização, Kjeldsen et al. (2002) destacou a possibilidade de presença de compostos recalcitrantes. Para Moraes (2005), entende-se por recalcitrância a dificuldade ou impossibilidade de degradar determinadas substâncias encontradas no meio ambiente. Como os microrganismos são os responsáveis pela degradação dos resíduos e nutrientes, ao deparar-se com estes compostos, e aliado a incapacidade de degradar ou transformar estas substâncias, indicam a recalcitrância ou persistência na natureza (SILVA, 2002).

Kjeldsen et al. (2002) demonstrou a evolução de alguns parâmetros em relação à fase de decomposição que os resíduos aterrados se encontram. Estes dados estão apresentados na Tabela 3.2.

A recalcitrância pode ocorrer devido a alguns fatores, segundo Kjeldsen et al. (2002), como a estrutura química complexa, a toxicidade dos compostos sobre os microrganismos e a sinergia entre os compostos gerando produtos baixa biodegradabilidade.

Tabela 3.2 – Parâmetros e suas variações conforme a fase de decomposição em que se encontram os resíduos.

Parâmetro	Fase Anaeróbia		Fase Metanogênica	
	Faixa	Média	Faixa	Média
pH	4,5 – 7,5	6,1	7,5 – 9,0	8,0
DBO <sub>5</sub>	4 – 40000	13000	20 – 550	180
DQO	60 – 60000	22000	500 – 4500	3000
DBO <sub>5</sub> /DQO	–	0,58	–	0,06
Sulfato	70 – 1750	500	10 – 420	80
Cálcio	10 – 2500	1200	20 – 600	60
Magnésio	50 – 1150	470	40 – 350	180
Ferro	20 – 2100	780	3 – 250	15
Manganês	0,3 – 65	25	0,03 – 15	0,7
Zinco	0,1 – 120	5,0	0,03 – 4	0,6

Fonte: Kjeldsen et. al. (2002). Obs.: unidades em mg/L, exceto pH em unidades de pH.

A presença de metais no chorume depende dos resíduos depositados no aterro, apresentando baixas concentrações para resíduos sólidos urbanos, sendo os resíduos industriais responsáveis pela maior concentração destes metais, variando também de acordo com a fase de decomposição em que se encontra o aterro, apresentando maior concentração quando o pH é mais alcalino (SILVA, 2002). O nitrogênio é outro poluente importante, dependendo das várias formas de oxidação que pode assumir, desde a amônia a eutrofização (SILVA, 2002).

As principais fontes de metais pesados em aterros são as pilhas, tintas e restos de pintura. Os metais comumente encontrados em chorume são o cádmio, zinco, níquel e cobre. A solubilização dos metais no chorume depende do pH, do potencial redox, da própria solubilidade do metal, da concentração de agentes complexantes e íons resistentes (LINS, 2005).

Conforme Pessin et al. (2003), o chorume pode carrear compostos oriundos dos resíduos, como também produtos de reações químicas ocorridas no interior da massa de resíduos. A autora também verificou a variabilidade na composição do chorume entre células com cobertura de base, laterais e topo com geomembrana e outra célula com argila. O estudo apresentou uma maior concentração de poluentes

na célula que utilizou argila como material de impermeabilização, contudo a carga remanescente permaneceu constante.

Gomes (2005) ressalta que a fase inicial de operação dos aterros é mais crítica em relação à poluição, pois os aterros jovens, predominantemente em fase ácida, apresentam altas concentrações de sólidos dissolvidos e matéria orgânica, inclusive em alguns casos apresentando traços de compostos recalcitrantes. O autor destaca que com a evolução do processo de decomposição dos resíduos, os níveis de matéria orgânica, sólidos dissolvidos e outros compostos diminuem.

Em áreas contaminadas com percolado a presença de bactérias é bastante elevada, e além das bactérias metanogênicas e acetogênicas, o chorume apresenta espécies patogênicas, bactérias redutoras e desnitrificantes (EDUARDO, 2007).

Dada toda a complexidade e variabilidade, o chorume gerado nos aterros sanitários deve sofrer algum processo de tratamento antes de serem lançados nos corpos receptores. Para Maas et al. (2008) a grande complexidade do chorume dificulta a escolha de uma técnica efetiva de tratamento, pois a técnica aplicada em um determinado local pode não se aplicar em outro aterro. A autora ainda ressalta que devido à carência de dados, muitos projetos adotaram valores referentes aos esgotos sanitários, porém diversos estudos já verificaram que essa opção não é adequada resultando em sistema de tratamento ineficientes.

### **3.3 Tecnologias para Tratamento de Chorume**

Em decorrência da grande variabilidade de constituintes encontrados no chorume, as diferenças climáticas e as variações conforme a idade do aterro, não se pode considerar apenas uma única solução para os processos de tratamento de chorume.

Existe uma grande variedade de tratamentos e combinações de sistemas de tratamento, porém um sistema aplicado a uma realidade pode não se aplicar a outra. Um sistema pode ser eficiente para remover carga orgânica e ser deficiente para a remoção de nitritos, nitratos e amônia, por exemplo, bem como variar de acordo com as condições meteorológicas, como no caso dos processos biológicos. Tendo em vista esta grande quantidade de variáveis que interferem nos sistemas de tratamento, bem como a grande variabilidade do chorume, é que estudos estão sendo cada vez mais realizados em busca de um tratamento eficaz e viável economicamente (JUCÁ, 2003).

Maas et al. (2008) destacou que existem vários sistemas empregados para o tratamento de chorume, porém pela falta de dados na área, utilizam-se comumente parâmetros para o tratamento de esgoto, sendo esta prática inadequada, acarretando em sistemas de tratamento pouco eficientes. A autora ainda verificou em seu estudo a falta de literatura que trate especificamente do tratamento de chorume, tanto para a definição de parâmetros de cálculo como para o dimensionamento, destacando a necessidade de pesquisas em relação aos sistemas de tratamento de chorume, buscando eficiência e custos compatíveis, utilizando tecnologias compatíveis com a região.

Os principais processos utilizados para o tratamento de chorume são os sistemas de degradação aeróbios e anaeróbios, oxidação química, precipitação química, coagulação/floculação, adsorção em carvão ativado e filtração por membranas. Os sistemas biológicos (aeróbios, anaeróbios e facultativos) ainda são os processos mais utilizados para o tratamento de chorume (MORAIS, 2005).

O Quadro 3.4 apresenta uma listagem das principais operações unitárias e processos utilizados para remover a grande parte dos constituintes encontrados em efluentes.

Constituinte	Processos ou Operação Unitária
Sólidos Suspensos	Peneiramento Desarenação Sedimentação Clarificação Flotação Precipitação Química Filtração
Orgânicos Biodegradáveis	Tratamento aeróbico (lodo aderido e suspenso) Tratamento anaeróbico (lodo aderido e suspenso) Variações de lagoas Processos Físico-Químicos Processos Oxidativos Avançados Filtração com membrana
Nutrientes Nitrogênio  Fósforo Nitrogênio e Fósforo	Oxidação Química Nitrificação e desnitrificação c/ biomassa suspensa Nitrificação e desnitrificação c/ biofilme fixo Arraste com ar ( <i>air stripping</i> ) Troca Iônica Tratamento Químico Remoção biológica de fósforo Remoção biológica de nutrientes
Patógenos	Cloração Dióxido de Cloro Ozônio Radiação Ultra-Violeta (UV)
Sólidos Coloidais e Dissolvidos	Membranas Tratamento Químico Adsorção com carvão ativado Troca Iônica
Compostos Orgânicos Voláteis	Arraste com ar ( <i>air stripping</i> ) Adsorção com carvão ativado Processos Oxidativos Avançados
Odor	Scrubbers químicos (lavadores de gás) Adsorção com carvão ativado Biofiltros Filtros compostos

Quadro 3.4 – Principais processos utilizados para remoção de compostos encontrados em efluentes.  
Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

Neste referencial teórico procurou-se levantar algumas das principais técnicas utilizadas para o tratamento do chorume. Estas técnicas serão descritas a seguir.

### 3.3.1 Processos Físico-Químicos

Os sistemas de tratamento baseados em processos físico-químicos envolvem, principalmente, a remoção de sólidos em suspensão e partículas

coloidais, clarificando os efluentes tratados (MORAIS, 2005), a partir da desestabilização das cargas elétricas das partículas presentes no efluente. Depois de desestabilizadas, as partículas tendem a se agrupar formando aglomerados de partículas, conseqüentemente mais pesadas, tendendo a sedimentarem. Estes processos ainda podem servir como uma etapa de ajuste de parâmetros ou pré-tratamento para outra etapa subsequente do tratamento.

A desvantagem destes processos é devido a seu caráter não destrutivo, onde os compostos potencialmente poluentes não são degradados, sofrendo apenas uma mudança de fase (MORAIS, 2005). Até quando o processo objetiva a redução do volume, a operação envolve altos custos e geração de impacto, principalmente, quanto à poluição do ar.

Estas técnicas não colaboram para a degradação da matriz do chorume ou eliminação de substratos potencialmente tóxicos, ao contrario, em alguns casos, como na coagulação/floculação, elevam a carga de compostos químicos, o que seguramente não “facilita” a tarefa de tratar o efluente (MORAIS, 2005).

Muitos métodos físico-químicos são utilizados para a remoção de carga orgânica e nitrogênio em chorume, como adsorção, precipitação, oxidação, *air stripping*, evaporação e filtração por membranas.

A coagulação/floculação consiste numa combinação de processos largamente utilizados para clarificar efluentes com partículas coloidais e sólidos em suspensão. O processo consiste na neutralização das cargas elétricas do material em suspensão, por adição de agentes floculantes. Depois da neutralização das cargas superficiais, deixa-se a mistura em repouso, para facilitar a aglutinação das partículas por adsorção (SILVA, 2002). A eficiência do processo depende do tipo e quantidade de coagulante utilizado, a idade do chorume, e a associação com outras etapas de tratamento (MORAIS, 2005).

Como auxiliares ao processo de coagulação, são utilizados polieletrólitos, também chamados de floculantes, compostos por moléculas orgânicas de cadeia longa, com cargas iônicas em sua estrutura, podendo ser catiônicos, aniônicos ou não-iônicos, conforme a cadeia polimérica (MORAIS, 2005).

Conceitualmente, coagulação consiste na operação de desestabilização dos colóides presentes no efluente, permitindo que eles aglutinem-se, formando flocos, passíveis de separação por sedimentação ou filtração. Floculação consiste basicamente na formação de flocos, devido a introdução de energia na massa líquida, favorecendo o contato entre os coloides desestabilizados, permitindo a floculação (MEIRA, 2003).

Os processos de separação por membranas são variações dos sistemas clássicos de filtração, nos quais o meio filtrante, no caso membranas, apresenta poros muito menores em comparação aos processos convencionais. Os processos que utilizam membranas são: micro-filtração, ultrafiltração, nano-filtração e osmose reversa, variando apenas o tamanho da partícula retirada em cada um dos processos (SILVA, 2002).

Estas técnicas apresentam grande eficiência, com um efluente de alta qualidade, porém possuem um alto custo de implantação e elevado consumo de energia. Outro problema relacionado com estas técnicas é o entupimento dos poros das membranas (MORAIS, 2005).

Outro processo bastante utilizado é a adsorção, que possui a característica de adsorver vários compostos químicos presentes no chorume através de matrizes adsorventes sólidas. O carvão ativado é o adsorvente mais utilizado e que apresenta melhor eficiência. Estudos demonstram que a adsorção por carvão ativado remove mais de 50% da carga orgânica de amostras de chorume (MORAIS, 2005).

A evaporação consiste na utilização de tanques abertos para evaporação do chorume. Este processo também ocorre como coadjuvante em outros processos, como em lagoas e quando empregado recirculação de chorume (SILVA, 2002). As desvantagens desta técnica são o mau cheiro e a concentração de sais solúveis (MORAIS, 2005), e a dependência da temperatura ambiente.

O *Air Stripping* consiste na remoção de compostos voláteis por arraste com ar. Este método é eficiente para remoção de amônia, porém apresenta um elevado custo de operação e liberação de amônia para atmosfera. Este processo será melhor discutido na remoção de nutrientes.

### **3.3.2 Processos Biológicos**

Os processos biológicos de tratamento têm como objetivo transformar os compostos orgânicos em compostos estáveis, com a consequente redução da carga orgânica. As bactérias constituem-se nos principais agentes de transformação da matéria orgânica. Estes processos são condicionados as condições físico-químicas, e também climáticas, do meio onde ocorre o tratamento.

Os sistemas de tratamento biológicos apresentam boa eficiência para tratamento de chorume de aterros novos ou jovens, pois apresentam maior concentração de matéria orgânica biodegradável, necessitando em caso de aterros antigos, de processos complementares, com o objetivo de aumentar a eficiência do tratamento.

As lagoas aeradas funcionam como reatores biológicos de crescimento suspenso, sem recirculação de lodo. O processo de lagoas aeradas apresenta elevada eficiência, baixo custo de instalação e manutenção, fácil operação e a possibilidade de tratar grandes volumes. Necessita de grandes áreas, quando

operadas como sistema único, sem etapas de pré e/ou pós-tratamento. Pode atingir níveis de remoção da ordem de 90% (RODRIGUES, 2005).

Inicialmente, a aeração foi inserida em lagoas de estabilização, em regiões com baixas temperaturas, com o objetivo de suprir a necessidade de oxigênio para a estabilização dos efluentes, através de aerados mecânicos (meios artificiais), devido à limitação do processo de fotossíntese (MEIRA, 2003).

As lagoas aeradas podem ser classificadas como aeróbia ou facultativa, de acordo com o grau de turbulência e da concentração de oxigênio dissolvido (MEIRA, 2003).

A desvantagem é a necessidade de remoção do lodo, periodicamente, ou a instalação de um decantador secundário para clarificar o efluente.

Os filtros biológicos consistem em um reator denominado de leito fixo, onde o processo desenrola-se com o contato direto entre o substrato e o oxigênio com os microrganismos aderidos à superfície de um meio poroso, o recheio do reator (MORAIS, 2005). A eficiência dos filtros biológicos é de aproximadamente 19% (CASAGRANDE, 2006). Este sistema de tratamento apresenta sensibilidade a agentes tóxicos contidos no efluente, podendo afetar a eficiência do sistema.

Os sistemas de lodos ativados consistem na síntese celular e oxidação das substâncias orgânicas em reatores contendo um bolo de microrganismos que irá estabilizar o resíduo aerobicamente, na presença de oxigênio dissolvido, suprido por borbulhamento de ar ou oxigênio puro através de aeradores mecânicos ou difusores (VON SPERLING, 2002a).

Lodo ativado é o floco produzido em um efluente através do crescimento de bactérias ou outros microrganismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentrações suficientes graças à presença de flocos anteriormente formados. O contato das bactérias com o substrato na presença de oxigênio tem o potencial de estabilizar e remover a matéria orgânica biodegradável. O sistema de lodos ativados pode ser de fluxo contínuo ou intermitente/batelada (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O processo de lodos ativados é considerado o sistema de tratamento de efluente mais versátil e eficiente dentre os tratamentos biológicos convencionais (MEIRA, 2003). O processo de tratamento biológico por lodo ativado será detalhado posteriormente, o qual é objetivo deste trabalho.

Nos processos biológicos de tratamento com lagoas anaeróbias a degradação da matéria orgânica ocorre na ausência de oxigênio. Neste sistema, a matéria orgânica é decomposta gradualmente em produtos menos complexos que os produtos finais da degradação fermentativa, ou seja, metano e gás carbônico (MEIRA, 2003).

Essas lagoas apresentam maior profundidade, entre 4 e 5 metros, de maneira a dificultar a penetração do oxigênio produzido na superfície para as camadas mais profundas (MORAIS, 2005). Apresentam eficiência de remoção pouco satisfatória, em torno de 50%, porém associadas a outras etapas de tratamento, como as lagoas facultativas, apresentam uma boa redução de carga orgânica (CASAGRANDE, 2006).

Os reatores UASB (*up-flow anaerobic sludge blanket*), ou reatores anaeróbicos de fluxo ascendente consistem em um tanque de fluxo ascendente onde os microrganismos crescem dispersos, sem a necessidade de material suporte, formando flocos ou grânulos densos com alta resistência mecânica que

permanecem no reator (RITA, 2002). Há um separador trifásico (sólido – líquido – gás) na parte superior do reator, onde ocorre a remoção do gás produzido, bem como a sedimentação e retorno do lodo a câmara de digestão.

A eficiência dos reatores UASB para tratamento de efluentes esta em torno de 75 a 80% de remoção de carga orgânica, e tempo de retenção hidráulico (TRH) entre 4 e 12 horas (RITA, 2002).

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as seções do reator, onde o fluxo ascendente do efluente favorece a mistura do sistema através da formação de gases (CHERNICHARO, 1997).

As vantagens deste reator consistem no sistema ser compacto; baixo custo de implantação e operação; pequena produção de lodo; baixo consumo de energia; eficiência satisfatória na remoção de carga orgânica; possibilidade de rápida partida e elevada concentração de lodo excedente (RITA, 2002).

### **3.3.3 Processos Facultativos, Aeróbios/Anaeróbios e Recirculação**

O processo biológico por lagoas facultativas é o mais simples, e depende de fenômenos unicamente naturais. O efluente entra em uma das extremidades da lagoa, e sai na extremidade oposta. Esse percurso deve durar vários dias, e no decorrer deste período, diversos processos contribuem para a purificação do efluente (MEIRA, 2003).

Neste sistema, a matéria orgânica em suspensão (DBO particulada) tende a sedimentar, formando o lodo de fundo. O lodo é decomposto por microrganismos anaeróbios, formando água (H<sub>2</sub>O), CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, permanecendo no lodo apenas a fração não biodegradável. A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel) não

sedimenta, ficando dispersa no efluente. A decomposição desta fração de matéria orgânica é feita por bactérias facultativas. Estas bactérias têm a capacidade de sobreviver tanto na presença como na ausência de oxigênio, daí a denominação facultativa, e utiliza a matéria orgânica como fonte de energia, através da respiração (VON SPERLING, 2002b).

Como o processo de lagoa facultativa é essencialmente natural, isto implica em um elevado tempo de detenção, superior a 20 dias. Há também a necessidade de uma elevada área de exposição, acarretando em grandes áreas. Apesar disto, a operação é a mais simples devido ao tratamento transcorrer naturalmente.

A associação de processos aeróbios e anaeróbios alternados consiste na mais moderna tendência para o tratamento de efluentes. Este sistema apresenta elevada eficiência de tratamento, reduzindo a necessidade de área para instalação das lagoas e o tempo de detenção do efluente (FREIRE et al., 2000).

Nesta combinação de processos, é utilizado o pré-tratamento anaeróbio para remoção de carga orgânica na entrada do reator aeróbio, diminuindo o consumo de energia e a geração de lodo, além de remover nutrientes (MENDONÇA, 2002).

Alguns autores consideram a recirculação como um método efetivo de tratamento (RITA, 2002). O sistema consiste em coletar e armazenar o chorume, em uma lagoa de contenção, e após isto, fazer com que ele perpassa novamente a massa de resíduos, aspergindo o chorume sobre a célula do aterro. Um grande problema deste método é que em condições pluviométricas extremas, os sistemas de drenagens e contenção de percolados não sejam capazes de armazenar todo o lixiviado, fazendo com que estes transbordem, contaminando tanto o solo quanto as águas superficiais e subterrâneas. Por este motivo, este sistema é indicado para regiões com poucas chuvas e temperatura elevada.

A vantagem da recirculação é que além de reduzir o volume por evaporação, favorece a degradação anaeróbica no interior da célula do aterro, convertendo os ácidos orgânicos em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, promovendo a distribuição de nutrientes e umidade, aceleração da estabilidade dos resíduos e custos reduzidos (RITA, 2002).

### **3.3.4 Processos Oxidativos Avançados**

Os processos oxidativos avançados (POAs) constituem-se de uma tecnologia limpa de tratamento, com alto poder de destruição de poluentes, muito eficiente na destruição de substâncias orgânicas de difícil degradação e empregados com excelentes resultados no tratamento de espécies químicas recalcitrantes (MORAIS, 2005).

Estes processos envolvem a geração de radicais hidroxila ( $\bullet$ OH), altamente reativo, com alta capacidade de degradação de muitos poluentes orgânicos, promovendo sua total mineralização para compostos como CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O (MEIRA, 2003). Esta técnica surge como uma alternativa de tratamento, tanto para o pré-tratamento como o pós-tratamento, e também pode ser associado a processos biológicos, aumentando a eficiência destes sistemas, reduzindo a necessidade de área para a construção das lagoas.

Os POAs podem ser classificados em sistemas homogêneos e heterogêneos onde os radicais hidroxila são gerados com ou sem radiação ultravioleta (MEIRA, 2003).

A desvantagem destes processos é o alto custo. Outra vantagem desta técnica é que podem ser utilizados em aterros antigos, onde o chorume apresenta baixa biodegradabilidade e altas concentrações de compostos recalcitrantes (RODRIGUES, 2005).

### 3.3.5 Wetland

Estes sistemas, considerados banhados artificiais, tem como objetivo “imitar” as condições ambientais dos *wetlands* naturais (banhados, pântanos, etc.) promovendo a autodepuração dos efluentes. Os *wetlands* apresentam como propriedades a alta produtividade das plantas, grandes superfícies de adsorção no solo e nas plantas, presença de regiões aeróbias e anaeróbias e população de microrganismos ativos. Apresentam um custo relativamente baixo de implantação, operação simples, alta eficiência na remoção de contaminantes e alta produção de biomassa, que pode ser utilizada na produção de ração animal, biofertilizantes e energia (SILVA, 2002).

A autodepuração deve-se a diversos fatores, destacam-se os seguintes: absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas, absorção de nutrientes e metais pelas plantas, ação de microrganismos associados à rizosfera e o transporte de oxigênio para a rizosfera (RODRIGUES, 2005).

Tanto a evaporação como a evapotranspiração contribuem para a redução do volume de chorume produzido. As plantas comumente utilizadas nestes sistemas são o junco e a taboa, mas existem outras espécies de gramíneas que podem ser utilizadas.

Este sistema pode ser utilizado como etapa de polimento, após um tratamento prévio, tendo como objetivo a remoção de resquícios de carga orgânica ou ainda a remoção de amônia (RODRIGUES, 2005).

### 3.4 Lodos Ativados

O sistema de lodos ativados é utilizado em diversos países para tratamento de despejos domésticos e industriais, em locais em que se exige uma elevada qualidade do efluente final e com pouca área disponível para construção de amplas lagoas de tratamento. A grande dificuldade encontrada para os sistemas de lodos ativados é o alto índice de mecanização, que implica numa operação mais apurada, demandando um conhecimento técnico especializado e, também, o consumo de energia elétrica, fatores não tão significativos em sistemas de lagoas anaeróbias e facultativas, que são as mais utilizadas (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005).

O sistema de lodos ativados é um processo biotecnológico único, com a presença de múltiplos substratos em relação a composição química e tamanho da partícula, onde culturas biológicas crescem aderidas aos flocos, possuindo habilidade para metabolizar um elevado número de compostos orgânicos e oxidar e/ou reduzir outros, tendo a vantagem de poder ser adaptado a diversas configurações de sistemas de acordo com a eficiência desejada (MEDEIROS, 2005).

Lodo ativado são os flocos produzidos pelo crescimento de bactérias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentrações suficientes devido ao retorno de outros flocos formados previamente (JORDÃO, 1995). São estas bactérias que estabilizam e removem a carga orgânica biodegradável através do contato com o substrato na presença de oxigênio.

Os sistemas de lodos ativados podem ser classificados, segundo von Sperling (2002), em relação a idade do lodo e ao fluxo. Quanto a idade do lodo os sistemas podem ser convencional (Figura 3.4) ou de aeração prolongada (Figura 3.5), e quanto ao fluxo classificam-se em contínuo ou intermitente/batelada (Figura 3.6). Os sistemas ainda podem ser classificados de acordo com o processo de origem do afluente.

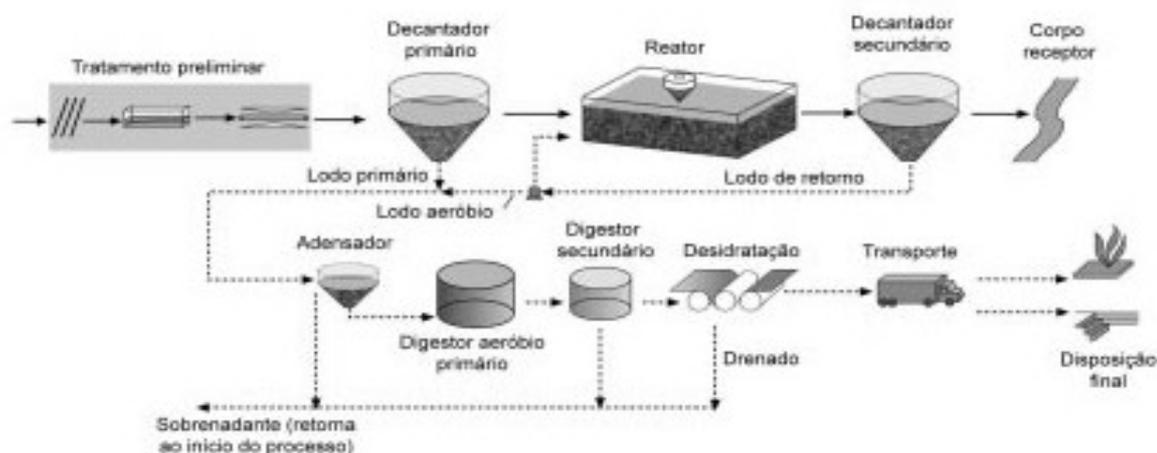


Figura 3.4 – Fluxograma típico do sistema de lodos ativados convencional.  
Fonte: von Sperling (1997)

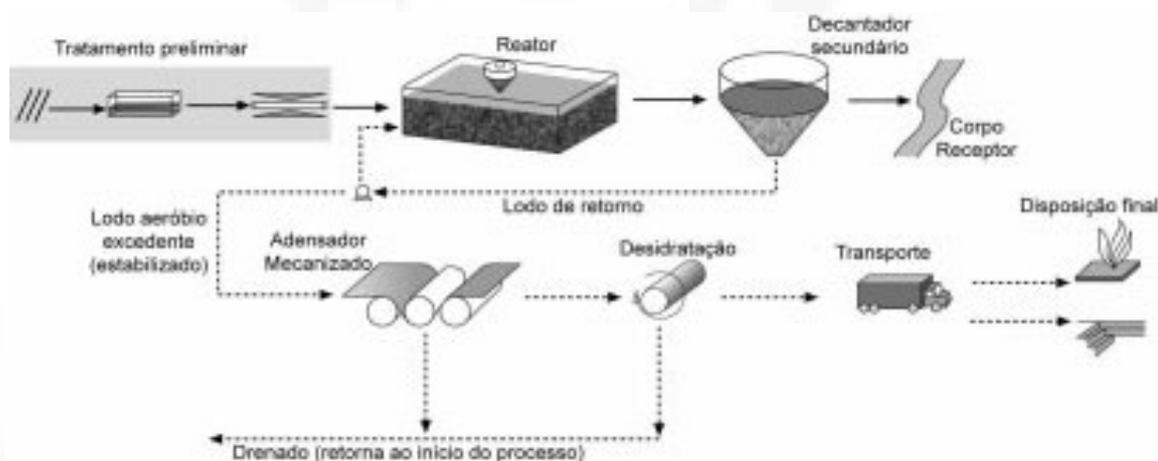


Figura 3.5 – Fluxograma de um sistema de aeração prolongada.  
Fonte: von Sperling (1997).

A idade do lodo indica o “tempo médio de permanência do lodo no sistema e é definido como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a massa descarregada diariamente” (VAN HAANDEL e MORAIS, 1999). A idade do lodo nada mais é que o tempo de retenção dos sólidos. Quanto maior for à permanência dos microrganismos no sistema, mais elevada será a eficiência do sistema, pois a biomassa terá suficiente para degradar a matéria orgânica do efluente.

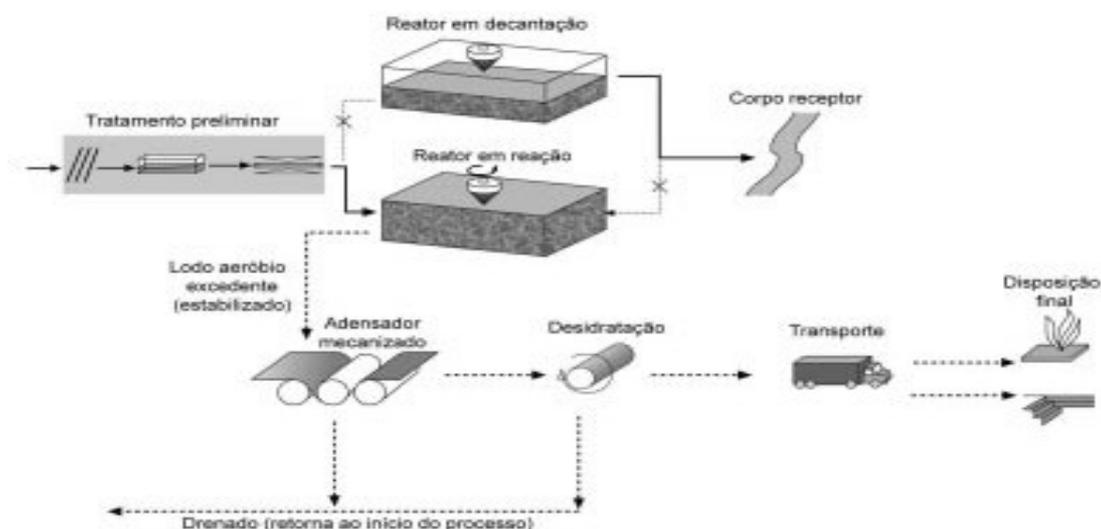


Figura 3.6 – Fluxograma de um sistema de lodos ativados com operação intermitente.  
Fonte: von Sperling (1997)

Nos sistemas convencionais de fluxo contínuo com a finalidade de se economizar energia para a aeração e reduzir o volume do reator, utiliza-se um decantador primário para a remoção de parte da carga orgânica em suspensão. Em um sistema convencional, usualmente a idade do lodo é na ordem de 4 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica (TDH) é de 6 a 8 horas (VON SPERLING, 2002).

Nos sistemas de aeração prolongada com fluxo contínuo, a biomassa permanece no aerador por um período maior, entre 18 e 30 dias, e o TDH entre 16 e 24 horas. Além do tempo elevado, o volume do reator também é consideravelmente maior.

Os sistemas contínuos de lodos ativados caracterizam-se pela necessidade de instalação de um decantador secundário, e da recirculação do lodo. A recirculação aumenta a concentração de sólidos em suspensão e o tempo de contato com o efluente (JORDÃO, 1995). A permanência elevada dos microrganismos no sistema garante a eficiência do processo. A Figura 3.1 apresenta um esquema típico de um reator biológico de lodos ativados de fluxo contínuo.

Neste trabalho será dada ênfase ao sistema de lodo ativado com fluxo intermitente, com reator seqüencial de batelada, pois este sistema será objeto deste estudo. Este processo será descrito no item a seguir.

### **3.4.1 Reator Sequencial em Batelada**

Nos sistemas de lodo ativado com fluxo contínuo, além do próprio reator, há a necessidade de instalação de decantadores primários e secundários. Nos sistemas intermitentes, todas as operações são realizadas em um único tanque, ou seja, as operações de decantação primária e secundária, além da etapa de oxidação biológica propriamente dita (VON SPERLING, 2002).

O uso de sistemas de enchimento e descarte (fill-and-draw), precursor dos RSBs, são anteriores ao descobrimento dos próprios sistemas de lodo ativado, tanto que a experiência que levou ao desenvolvimento do sistema de lodo ativado ocorreu em sistema de enchimento e descarte. A dificuldade de operação fez que com que os sistemas intermitentes perdessem espaço para sistemas contínuos de tratamento. A partir da década de 70, com a evolução de equipamentos para controle operacional, o interesse por sistemas intermitentes voltou a crescer (SANTOS et al., 2006). Em 1971, Irvine operou uma unidade experimental baseado no sistema de enchimento e descarte para o tratamento de esgoto e propôs que este sistema passasse a ser chamado de reator seqüencial em batelada (PICKBRENNER, 2002).

Com a incorporação de todas as operações em um único tanque, a operação de um reator seqüencial em batelada é realizada de forma cíclica, executando no tempo o que um sistema de fluxo contínuo realiza no espaço (MEDEIROS, 2005).

A Figura 3.7 ilustra um esquema típico dos ciclos normais de tratamento para operação em batelada.



Figura 3.7 – Ciclos de Operação do RSB.  
Fonte: Moraes (2005).

Durante o enchimento, ocorre a entrada do efluente bruto e do substrato para a atividade microbiana, e pode incluir vários modos de controle, como enchimento estático, enchimento com mistura e enchimento com reação. No ciclo de reação, ocorre a aeração e a mistura da massa líquida contida no reator, e tem como objetivo completar as reações iniciadas durante o enchimento. Na sedimentação, ocorre a sedimentação propriamente dita e a separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado. A sedimentação em um reator sequencial por batelada pode apresentar maior eficiência que em um sistema de fluxo contínuo com decantador secundário, devido à ausência de interferências de entrada e saída de líquidos e ao maior repouso em decorrência disto. Na retirada do sobrenadante ocorre a retirada do efluente clarificado. A fase do repouso é aplicada somente quando há a presença de vários tanques de tratamento. Nesta fase ocorre a retirada do lodo excedente e o ajuste do ciclo (VON SPERLING, 2002a).

Cada ciclo de operação possui durações definidas e são determinadas em razão do tipo de tratamento a ser realizado, de acordo com a vazão, as características do efluente e a biomassa do sistema (MEDEIROS, 2005). Cada etapa poderá ser ajustada de acordo com as características de cada afluente e das necessidades do sistema de tratamento empregado, bem como da utilização de sistemas para pré ou pós-tratamento. Essa flexibilidade das operações permite que se estabeleçam condições de processo que promovam a remoção biológica, tornando o RSB atrativo e versátil.

Segundo von Sperling (2002), os principais critérios e parâmetros para o dimensionamento de sistema por batelada são a idade do lodo, a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA), a duração dos ciclos operacionais, tempo de detenção hidráulico ou tempo alocado para cada etapa do ciclo, a escolha dos dispositivos de aeração e dos dispositivos de retirada do sobrenadante.

As principais vantagens de um sistema em batelada para um sistema contínuo são: facilidade de equalização das vazões e cargas afluentes; não ocorre problemas de curto-circuito na etapa de sedimentação; flexibilidade de operação e; flexibilidade no tempo de reação (MEDEIROS, 2005).

Para que sejam mantidas condições ideais à microbiota presente no reator, devem ser observadas algumas condições: (1) Fatores Ambientais: pH, temperatura, presença de nutrientes, tipo e concentração de substratos, disponibilidade de sólidos suspensos; (2) Parâmetros de Projeto: relação alimento/microrganismo, índice volumétrico de lodo (IVL), tempo de retenção celular ( $\theta_c$ ), tempo de detenção hidráulica (TDH); (3) Configuração do Sistema: batelada, contínuo, mistura completa; e acompanhamento da floculação e da presença/ausência de alguns microrganismos considerados indicadores de depuração microbiológica (MORAIS, 2005).

A partir dos fatores considerados por Morais (2005) tem-se que observar as condições para que se mantenham os microrganismos no sistema:

a) *Temperatura*: Esta variável exerce grande influência no metabolismo microbiano, afetando principalmente as taxas de oxidação das matérias carbonáceas e nitrogenada. A tendência de aumento da taxa de oxidação com a elevação da temperatura mantém até uma temperatura ótima, a partir de então a taxa decresce. Portanto, a faixa de temperatura torna-se relevante, pois apresenta

um caráter seletivo, podendo acarretar alterações na biomassa presente no reator. A influência da temperatura decresce com a elevação da idade do lodo (VON SPERLING, 2002a). Em pesquisas envolvendo variações de temperatura em sistema de lodo ativado, constataram maior eficiência na remoção de carga orgânica quando a temperatura foi mantida na faixa entre 25 e 35°C (MORAIS, 2005).

*b) pH:* Grande parte das bactérias não apresenta condições de sobrevivência em pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0. A situação ótima para o desenvolvimento destes microrganismos é próximo a neutralidade, entre 6,5 e 7,5 (MORAIS, 2005).

*c) Aeração:* A aeração em um sistema de lodo ativado tem como funções principais a oxigenação do efluente e manter o lodo ativado em suspensão através da turbulência provocada (VAN HANDEL e MARAIS, 1999). O tamanho das bolhas é outro fator importante, quanto menor o tamanho da bolha, maior a área superficial e mais eficiente a oxigenação (VON SPERLING, 2002a).

*d) Relação carbono:nitrogênio:fósforo (C:N:P):* Os microrganismos presentes também possuem necessidades nutricionais, controlada pela relação ideal entre DBO:N:P. A necessidade de carbono como nutriente é representado pela DBO (RODRIGUES, 2007). O equilíbrio entre esta relação para o desenvolvimento satisfatório da biomassa é descrito como 100:5:1, respectivamente para DBO<sub>5</sub>:N:P). Essa relação aplica-se apenas para sistemas de lodos ativados convencional. Para a remoção de carga orgânica, é necessário que o carbono orgânico seja o nutriente limitante, enquanto o nitrogênio e o fósforo estejam disponíveis em maior quantidade que a mínima requerida pelos microrganismos (VON SPERLING, 2002a). O carbono constitui-se no principal elemento para a composição dos seres vivos, o nitrogênio é importante para a produção de aminoácidos formadores das proteínas e o fósforo é importante para a síntese dos ácidos nucleicos, para os fosfolípídeos componentes da membrana celular (MORAIS, 2005).

e) *Substrato*: Os microrganismos que constituem o lodo são quimio-heterotróficos, ou seja, utilizam como fonte de carbono os substratos existentes, através do metabolismo. O metabolismo bacteriano é realizado em decorrência da remoção de substrato fazendo com que quanto mais alimento for processado, maior a taxa de crescimento. A disponibilidade de alimento relaciona-se não apenas com a concentração do substrato, mas também com a biodegradabilidade em relação aos microrganismos empregados no sistema. A concentração do substrato é representada por parâmetros como: DBO, DQO e COT. A biodegradabilidade do substrato pode ser expressa de diversas formas, porém a mais usual é a relação DBO/DQO, sendo uma razão de 0,3 utilizada como um referencial mínimo de biodegradabilidade para que um determinado efluente seja submetido a um tratamento biológico (MORAIS, 2005).

f) *Sólidos Suspensos Voláteis*: Representa o inóculo de um sistema de lodos ativados, ou seja, a concentração de microrganismos, caracterizando, portanto a biomassa do sistema (SSV ou  $X_a$ ). A qualidade do inóculo está diretamente relacionada com a capacidade de depuração do efluente (MORAIS, 2005). Quando a degradação do efluente não é suficiente, devem-se adotar mecanismos de adaptação biológica dos microrganismos ao efluente, ou seja, realizar a aclimação destes microrganismos (seleção no consórcio de microrganismos das espécies que melhor se adaptem ao substrato).

g) *Razão Alimento/Microrganismos (A/M)*: Também conhecida como carga de lodo ou F/M (food-to-microorganism-ratio), a razão está relacionada ao conceito de que a quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microrganismos está diretamente relacionada com a eficiência do sistema. Ou seja, quanto maior a relação A/M (DBO fornecida) menor será a assimilação deste substrato, porém o volume do reator é menor. Ao contrário, quando a relação A/M é baixa, maior será a necessidade de alimento, bem como a eficiência do sistema, necessitando de um volume de reator maior (VON SPERLING, 2002). Na verdade,

mesmo uma relação adequada de A/M não garante a eficiência na remoção de carga orgânica do substrato, apenas a sua disponibilidade (MORAIS, 2005).

*h) Tempo de Detenção Hidráulico (TDH):* É o tempo médio que o efluente líquido permanece no reator. É representado pela relação entre o volume do tanque e a vazão do sistema (RODRIGUES, 2007).

*i) Tempo de Residência Celular ( $\theta_c$ ):* É também chamado de idade do lodo, e consiste no quociente entre a massa de sólidos no sistema e massa de sólidos retirada do sistema por unidade de tempo (VON SPERLING, 2002). Ou seja, este parâmetro indica o tempo médio de permanência do lodo no sistema. A determinação da idade do lodo ideal depende do objetivo do tratamento. Depois de determinada a idade de lodo, a manutenção da mesma deve ser mantida através da descarga adequada do excesso de lodo (MEDEIROS, 2005).

*j) Índice Volumétrico do Lodo (IVL):* Representa o volume ocupado pelos sólidos após a sedimentação de uma batelada em uma proveta de 1L durante 30 minutos, sendo representado em gramas de sólidos em suspensão. Uma significativa elevação do IVL prejudica a sedimentação e a separação entre o efluente e a biomassa (MORAIS, 2005).

*l) Crescimento Microbiológico:* Em sistemas de lodos ativados são encontrados diversos tipos de bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. O crescimento padrão pode ser descrito através de quatro fases (MENDONÇA, 2002): (I) Aclimatação: período de adaptação das bactérias ao novo substrato, não ocorrendo aumento no número de células e pouca redução de substrato; (II) Crescimento exponencial – a velocidade de crescimento é máxima, sendo limitada apenas pela capacidade dos microrganismos em processar o substrato, ocorre grande remoção de substrato e aumento de microrganismos. (III) Estacionária ou de retardo: ocorre quando o alimento está escasso, na presença de metabólitos tóxicos

ou quando a oxigenação é deficiente, a taxa de crescimento e mortandade se equivalem; (IV) Declínio ou mortandade: Quantidade de alimento no sistema é reduzida, prevalecendo as características da respiração endógena. Ocorre a mortandade das células, permitindo que os nutrientes se difundam no meio, servindo de alimento para outras células (MORAIS, 2005).

*m) Flocculação Microbiana:* Os flocos de lodo ativado são compostos por dois níveis de estrutura: a micro e a macroestrutura. A microestrutura corresponde aos processos de adesão microbiana e bioflocculação. A macroestrutura é composta pelos organismos filamentosos, que formam uma espécie de rede no interior dos flocos onde as bactérias aderem (MORAIS, 2005). As bactérias são os constituintes principais dos flocos, e o equilíbrio entre as bactérias formadoras de flocos e as filamentosas é determinante para que as mesmas apresentem uma boa estrutura (VON SPERLING, 2002a). Caso não ocorra equilíbrio, e os organismos filamentosos predominem, é formada uma microestrutura prejudicando a sedimentação dos flocos (MENDONÇA, 2002). Os protozoários são protistas móveis, unicelulares e aeróbios heterótrofos, embora alguns sejam anaeróbios. Nos processos biológicos de tratamento os protozoários têm função de polimento do efluente, pois consomem bactérias e matéria orgânica particulada (MENDONÇA, 2002).

### **3.4.2 Pesquisas com RSB**

O processo de lodos ativados operando em reator sequencial em batelada vem sendo estudado ultimamente por vários autores, principalmente na remoção de nutrientes, tanto pelo processo de nitrificação/desnitrificação, como pelo *stripping* de amônia, como avaliados para a remoção de matéria orgânica.

Laitinen et al. (2006) operando um reator de lodos ativados em bateladas sequenciais, em escala piloto, tratando chorume de aterro sanitário, com ciclos de operação de 24 horas, com tempo de aeração de 21,5 horas e tempo de mistura de

2 horas, atingiram eficiências de remoção para DBO e nitrogênio amoniacal, respectivamente, de 94% e 99%.

Iamamoto (2006), operando um RSB, tratando efluente com alta concentração de nitrogênio amoniacal, com ciclos de 2h de aeração e 2 horas de mistura atingiu remoção acima dos 80% para nitrogênio amoniacal. Rhee et al. (1997), monitorando a remoção de nitrogênio via nitrito em reatores em bateladas sequenciais observou remoção de 85% de amônia.

Spagni e Marsili-Libelli (2008) tratando chorume de aterro sanitário por RSB, com tempo de aeração de 3,75 horas e tempo de agitação de 2 horas, atingiu remoção Nitrogênio Total Kjeldahl de 95% e remoções de DQO entre 20% e 30%.

Loukidou e Zouboulis (2001) operaram um RSB com leito fixo para o tratamento de chorume. Com leito de poliuretano atingiram remoções de 55% de DQO e utilizando carvão ativado como suporte a eficiência de remoção ficou em 81%, conseguindo ainda índices acima dos 90% para a remoção de nitrogênio amoniacal.

De Souza et al. (2010) avaliaram o desempenho do RSB em escala real, tratando mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pré-tratado em lagoa de estabilização, atingiram remoção média de DQO de 81,7% e nitrogênio amoniacal de 85,5%.

Santos e Santaella (2002) testaram o RSB para remoção de DQO em efluente de indústria têxtil, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10h, 15h e 20h, com tempos de aeração 8h, 13h e 18h, respectivamente, obtendo remoção de 67%, 74% e 81%.

### 3.5 Remoção Biológica de Matéria Orgânica

A ação dos microrganismos sobre o lixiviado inicia desde sua geração, e culminando na estação de tratamento, quando o afluente chega para ser tratado. Devido a enorme quantidade de compostos orgânicos presentes nos efluentes é impossível determiná-los individualmente, dado isto é que se adota o termo matéria orgânica, que se refere a todos os compostos orgânicos presentes no efluente (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Para determinar a massa de material orgânico presente nos efluentes, considera-se a propriedade de que todas as substâncias orgânicas possuem de serem oxidadas (PICKBRENNER, 2002).

Para quantificar a matéria orgânica total existem dois testes: de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). A carga orgânica neste trabalho será expressa pelo parâmetro de DQO (Demanda Química de Oxigênio) e COT (Carbono Orgânico Total).

A remoção de matéria orgânica presente no efluente ocorre através de processos físicos e bioquímicos, dependendo da característica do material, se é ou não biodegradável. Para descrever o funcionamento do lodo ativado é necessário dividir as frações em biodegradável e não biodegradável. Essa divisão leva em conta o tamanho das partículas, sendo que nas frações degradáveis, parte do material apresenta-se em solução com partículas relativamente pequenas, uma parte com macropartículas formando uma solução coloidal, e uma terceira parte com partículas macroscópicas formando uma suspensão. Para a relação entre a matéria orgânica e os flocos do lodo ativado considera-se as frações de material coloidal e em suspensão, tendo em vista que os flocos atuam como coagulante, acarretando na remoção de matéria orgânica pelo processo de coagulação/floculação, que depois serão removidos pelo sistema de decantação. Esta remoção ocorre independente do material ser degradável ou não (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A remoção e estabilização do material orgânico coloidal e solúvel estão sujeitos a processos de adsorção, absorção, síntese e respiração, que podem ocorrer simultaneamente ou não, estando relacionados às características do material biodegradável.

Para a fração degradável do sistema, existem uma diferença na remoção das frações dissolvidas e particuladas. Devido as partículas pequenas do material dissolvido, o metabolismo ocorre diretamente, pois permite a penetração pela parede celular das bactérias. Já para o material particulado acontece o contrário, pois o metabolismo somente ocorre após vários processos, entre eles floculação, adsorção, hidrólise do material adsorvido com a solubilização do material particulado e, finalmente o consumo do material solubilizado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O processo de metabolismo do material particulado ocorre primeiramente pela adsorção das impurezas orgânicas na superfície dos flocos biológicos do lodo, onde ocorre a hidrólise através de enzimas extracelulares, transformando-as em moléculas simples que atravessam a parede celular bacteriana. Compostos orgânicos complexos que não sofrem hidrólise aderem-se a porção lipídica da membrana citoplasmática, onde são absorvidos para o interior da célula bacteriana (IWPC, 1987).

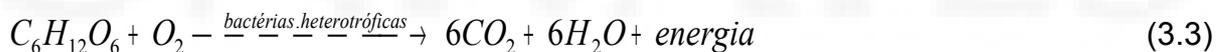
A fração rapidamente biodegradável do efluente é removido da fase líquida e metabolizado pelo lodo. O metabolismo consiste no consumo dos substratos pelos microrganismos para a geração de energia e realização da síntese celular. A estabilização química da matéria orgânica é denominada de catabolismo ou dissimilação. Simultâneo ao catabolismo ocorre o anabolismo que consiste na assimilação da energia produzida pelo catabolismo, sintetizando a nova massa celular. De acordo com o tipo de microrganismo, com fonte para a síntese desta nova massa celular poderá ser matéria orgânica (heterótrofos) ou dióxido de carbono (autótrofos).

Metcalf e Eddy (2003) propõem as equações 3.1 e 3.2, para descrever as reações aeróbicas para conversão de matéria orgânica, dividindo-as em duas etapas, demonstrando o comportamento onde predominam o anabolismo (síntese) e catabolismo (respiração endógena), respectivamente. Na ausência de matéria orgânica no meio líquido, ocorre um processo onde o próprio material celular pode ser oxidado à produtos inorgânicos, chamado de respiração endógena.

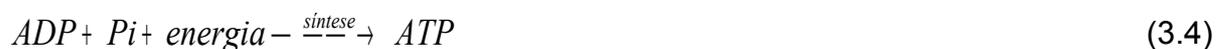


onde COHNS representa a matéria orgânica e  $C_5H_7NO_2$  representa a nova massa celular formada.

Cybis (1992) *apud* Medeiros (2005) apresenta a descrição de oxidação mo material orgânico onde os processos de catabolismo e anabolismo na fase anóxica estão ligados através da ATP (Adenosina Trifosfato). A reação 3.3 demonstra a glicose e sua transformação em dióxido de carbono.



Durante a reação, parte de energia é perdida, porém outra parte é convertida em ATP, conforme equação 3.4, durante a fosforilação, ficando armazenada como reserva de energia para a célula.



Após isto, a ATP é liberada a energia através da hidrólise (Equação 3.5), que pode ser utilizada na síntese de novas células, conforme Equação 3.6.



A oxidação da matéria orgânica pode sofrer influência de diversos fatores que podem inibir os processos de remoção, reduzindo a eficiência.

Um dos principais fatores é a temperatura, pois além de favorecer diretamente o crescimento bacteriano, influenciam a taxa de transferência de oxigênio, que reduz a medida que a temperatura aumenta (METCALF e EDDY, 2003). A interferência da temperatura pode ser reduzida pelo aumento da idade de lodo (MEDEIROS, 2005).

O pH é outro fator determinante na atividade microbiológica. McKinney (1962) *apud* Medeiros (2005) indica que a faixa ótima para o crescimento das bactérias é entre 6,5 e 9,0. Abaixo destes valores os fungos predominarão sobre as bactérias, com total predominância abaixo de 4,5. Com pH superior a 9 a degradação da matéria orgânica é completamente inibida.

A presença de nutrientes também tem importante papel na remoção de matéria orgânica, visto que os microrganismos necessitam de nitrogênio e fósforo para seu metabolismo. Deve ser mantida uma relação C:N:P ótima de maneira a permitir uma boa estabilização da matéria orgânica. Cybis (1992) *apud* Medeiros, recomenda uma relação de 100:5:1.

Além destes fatores apresentados, podem influenciar a remoção de material orgânico como o oxigênio dissolvido, potencial Redox e compostos inibidores.

### 3.6 Remoção Biológica de Nitrogênio

O material nitrogenado em efluentes é composto principalmente por nitrogênio amoniacal (íon amônio  $\text{NH}_4^+$  ou amônia livre  $\text{NH}_3$ ) e nitrogênio orgânico, ocorrendo traços das formas oxidadas no nitrogênio, nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e principalmente nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). A soma da concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal é representada pelo parâmetro de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

A remoção biológica de nitrogênio baseia-se em seu próprio ciclo natural, promovendo a nitrificação por meio de microrganismos autotróficos, em ambiente aeróbio, e a desnitrificação, realizada em ambientes anóxicos, por microrganismos heterotróficos.

#### 3.6.1 Nitrificação

Na nitrificação a energia para o crescimento bacteriano advém da oxidação de compostos inorgânicos do nitrogênio, principalmente íon amônio, nitrito e nitrato, utilizando dióxido de carbono como fonte de carbono inorgânico para sintetizar as novas células (METCALF e EDDY, 2003). A nitrificação desenrola-se em duas etapas. A primeira chamada nitrificação, a amônia é oxidada à nitrito pela ação das bactérias do gênero *Nitrosomonas* (equação 3.7). Já a segunda etapa é favorecida pela ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, oxidando o nitrito à nitrato (equação 3.8). Tanto as bactérias *Nitrosomonas* quanto *Nitrobacter* precisam oxigênio para desenvolver suas ações bioquímicas. A Equação 3.9 é resultante do somatório das Equações 3.7 e 3.8.



Estas equações descrevem o processo de nitrificação, porém bioquimicamente estão envolvidas diversas reações intermediárias e enzimas, segundo Ferreira (2000) apud Brites (2008).

Alguns condições operacionais podem afetar o crescimentos dos microrganismo nitrificantes como a idade do lodo e o tempo de contato entre a lodo e o nitrogênio amoniacal. A idade do lodo deve ser mantida alta para evitar a lavagem das bactérias nitrificantes. O tempo de contato deve ser longo para a oxidação de todo o substrato de desenvolva. Tanto a necessidade de aplicação de elevadas idades do lodo como do tempo de detenção são consequência das baixas taxas de crescimento celular destes tipos de microrganismos (RANDALL et al., 1992 apud PICKBRENNER, 2002).

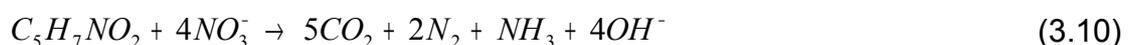
Fatores ambientais também afetam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes. Temperaturas altas favorecem ao desenvolvimento destes tipo de bactérias, tendo como faixa ótima para nitrificação entre 28°C e 36°C (SHARMA e AHLERT, 1977 apud PICKBRENNER, 2002). Em regiões de clima frio existe a necessidade de aplicação de tempos de detenção maiores. Segundo van Haandel e Marais (1999) a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes dobra quando a temperatura é elevada entre 6°C e 7°C.

Quanto ao pH, o crescimento das bactérias nitrificantes é praticamente constante na faixa de 7 a 8,5. Em sistemas de lodos ativados, o pH tende a diminuir em função do consumo de alcalinidade, devido a nitrificação e pela oxidação do material orgânico (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). O pH também pode deslocar o equilíbrio químico entre formas ionizadas e não ionizadas de amônia e nitrito, que em determinadas concentrações podem afetar o processo de nitrificação (PICKBRENNER, 2002).

O oxigênio dissolvido (OD) é outro fator indispensável para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. A faixa de OD varia muito devido ao fato de somente ser possível a determinação da concentração no seio do líquido e não no interior do floco, onde de fato ocorre o consumo. A quantidade ideal de OD depende de vários fatores como tamanho do floco, agitação, temperatura e taxa de consumo de OD. De acordo com a concentração de OD no seio do líquido, pode ocorrer no interior do floco uma microrregião anóxica onde a nitrificação não se desenvolve (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

### 3.6.2 Desnitrificação

A desnitrificação corresponde à redução dos nitratos a nitritos e, posteriormente há a conversão para nitrogênio gasoso, e se desenvolve em ambiente anóxico, sem a presença de oxigênio molecular, favorecidos pela presença de microrganismos heterotróficos facultativos. Como agente redutor, ou seja, como doador de elétrons, em efluentes como o chorume, utiliza-se o próprio carbono orgânico disponível (VON SPERLING, 2002b). Ainda segundo von Sperling, a reação de desnitrificação apresenta-se como a Equação 3.10, onde  $C_5H_7NO_2$  corresponde à composição típica da célula bacteriana.



Segundo van Haandel e Marais (1999) existem quatro condições para o processo de desnitrificação seja efetivo: presença de nitrato (ou nitrito), ausência de oxigênio dissolvido, bactérias capazes de receber nitrato (ou nitrito) como acceptor de elétrons e, presença de uma fonte de energia (doador de elétrons).

Quanto aos fatores ambientais, maioria das bactérias facultativas, responsáveis pela desnitrificação possui boa capacidade de adaptação as variações de temperatura. Quanto ao pH, o processo de desnitrificação resulta numa elevação dos valores de pH, sendo este aumento dependente do efeito de tamponamento de cada sistema, da quantidade de nitratos desnitrificados e dos processos de oxidação da matéria orgânica e de nitrificação, que consomem alcalinidade do meio. Outro fator importante é a ausência de oxigênio dissolvido.

### **3.6.3 Outros Processos de Remoção de Nitrogênio**

Uma dos procedimentos para remoção de nitrogênio que tem sido amplamente estudado é o processo de nitrificação e desnitrificação simultâneos (NDS), onde não há a necessidade de uma zona estritamente anóxica no sistema. Este processo consiste na manutenção de baixas concentrações de OD no meio líquido, de maneira a favorecer a existência de regiões aeróbias e anóxicas simultâneas no próprio floco de lodo ativado (PICKBRENNER, 2002).

O processo SHARON (Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite), baseia-se no principio da diferença das velocidades específicas de crescimento das bactérias responsáveis pela oxidação do amônio e do nitrito, conjugados a um tempo de detenção celular baixo. A alta temperatura de operação resulta num crescimento menor das bactérias que oxidam nitrito, fazendo com que os mesmos sejam descartados no próprio sistema (SILVA, 2009).

O processo ANAMMOX equivale a desnitrificação clássica utilizando como aceptor de elétrons apenas o nitrito para a redução à gás nitrogênio, ao contrário da matéria orgânica utilizada na desnitrificação, não havendo a necessidade de adição externa de carbono, devido ao fato de os microrganismos autotróficos do gênero *Planctinomicetos*, responsáveis pela remoção do nitrogênio, serem capazes de remover, simultaneamente, amônia e nitrito sob condições anóxicas (BRITES, 2008). O processo ANAMMOX deve ser utilizado como pós-tratamento da nitrificação, no qual somente uma parcela do íon amônio necessário será nitrificado para nitrito, desde que o processo combine o íon amônio remanescente com esse nitrito para produzir gás nitrogênio, acarretando numa economia de oxigênio durante a nitrificação, redução da quantidade de carbono requerida na desnitrificação e redução na produção de lodo e também menor custo operacional.

### 3.7 Stripping da Amônia

O processo consiste na volatilização da amônia livre (gasosa). Consiste num processo eficaz e de baixo custo, sendo amplamente difundido na literatura e indicado como alternativa na remoção de amônia dos mais diversos tipos de efluentes, inclusive chorume (FERRAZ, 2010).

O air stripping fundamenta-se em conceitos baseados em transferência de massa, permitindo que compostos indesejáveis presente nos efluentes, como amônia, ácido sulfídrico ou VOC's (compostos orgânicos voláteis) sejam removidos. A transferência ocorre pelo contato entre o líquido contendo a amônia com o gás de arraste, geralmente o ar, sem a presença de amônia (METCALF e EDDY, 2003).

A transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa recebe o nome técnico de dessorção, embora o termo mais usado em engenharia seja o arraste ou stripping (METCALF e EDDY, 2003).

Para que a transferência efetivamente ocorra, o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) deve ser convertido a forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ). Esta reação pode se desenvolver tanto pela elevação do pH, que reduz a concentração de íons  $\text{H}^+$ , quanto pelo deslocamento do equilíbrio químico promovido pelo gás de arraste. O deslocamento ocorre porque ao passo que o gás remove do líquido certa quantidade de  $\text{NH}_3$ , uma quantidade igual de  $\text{NH}_4^+$  é consumida como o objetivo de manter o equilíbrio da reação (FERRAZ, 2010).

A eficiência para sistemas de arraste de amônia varia entre 60 e 95% do nitrogênio amoniacal, não tendo qualquer efeito sobre as outras formas nitrogenadas (METCALF e EDDY, 2003).

A dissolução da amônia livre no efluente varia de acordo com a pressão parcial do gás amoníaco na atmosfera adjacente, ou seja, caso a pressão parcial seja reduzida, a amônia tenderá a sair da fase líquida, buscando restabelecer o equilíbrio (SOUTO, 2009).

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de Estudo

O experimento foi montado na área do Aterro Sanitário de Lajeado/RS, que está instalado no bairro de São Bento, em uma área distante 7 km da área urbana do município, ocupando uma área de 41.000 m<sup>2</sup> (Figura 4.1). A Figura 4.2 apresenta o croqui representativo do Aterro Sanitário de Lajeado/RS, destacando o local onde foi instalado o experimento, entre as lagoas de tratamento de lixiviados. A Figura 4.3 destaca o esquema básico da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e a Figura 4.4 mostra o local onde foi instalado o reator em escala piloto.

O aterro sanitário recebe diariamente aproximadamente 42 toneladas de resíduos sólidos, atendendo uma população em torno de 72.000 habitantes. O município de Lajeado conta com programa de coleta seletiva, porém apenas 8% dos resíduos são reaproveitados. A central de triagem, onde ocorre a separação dos resíduos recicláveis, funciona em sistema de cooperativa de catadores.

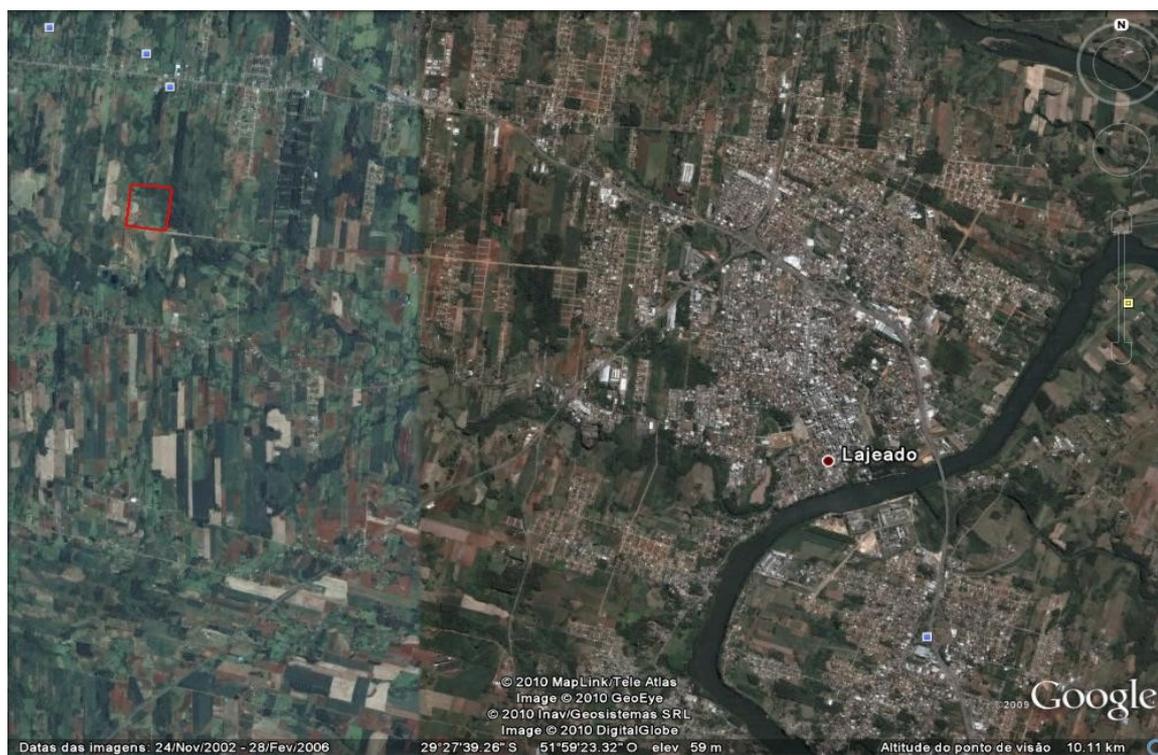


Figura 4.1 – Imagem de satélite com a indicação do local do Aterro Sanitário de Lajeado/RS.  
Fonte: Google Earth 2010

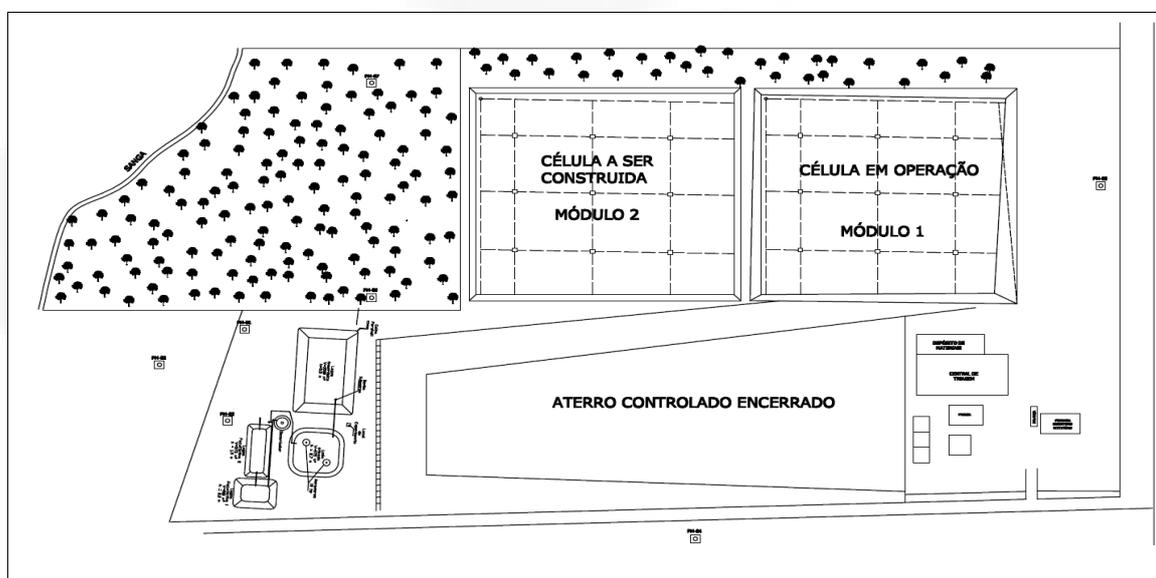


Figura 4.2 – Croqui representando o Aterro Sanitário de Lajeado.

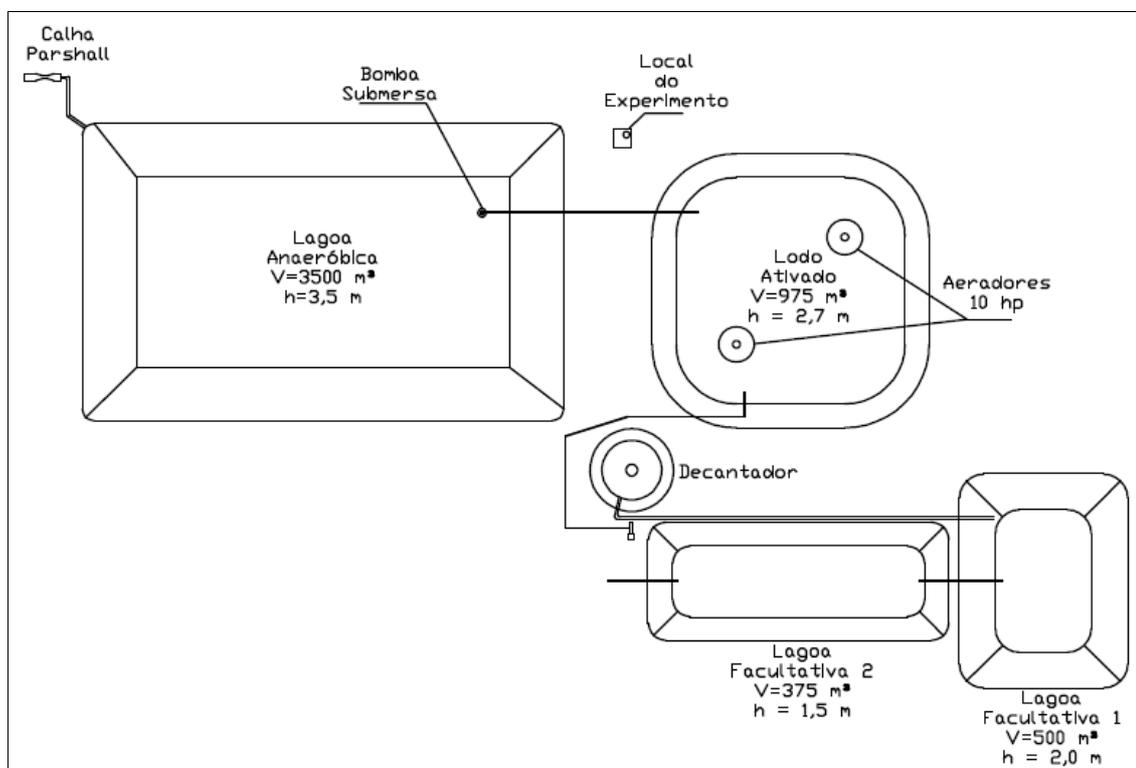


Figura 4.3 – Croqui da Estação de Tratamento de Efluentes.



Figura 4.4 – Experimento instalado no Aterro Sanitário

Os líquidos percolados gerados na célula em operação são drenados para a ETE, que conta com calha Parshal para medição da vazão, lagoa de equalização anaeróbica, lodo ativado contínuo, decantador secundário, e duas lagoas facultativas em série. A vazão média afluyente da ETE é de 20 m<sup>3</sup>/dia, e a vazão de pico pode chegar a 76 m<sup>3</sup>/dia em dias com precipitações elevadas.

## **4.2 Montagem e Descrição do Experimento**

O experimento foi instalado junto a ETE do Aterro Sanitário e realizado a temperatura ambiente, sob condições reais de tratamento. O objetivo deste experimento foi a montagem e operação de um sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais (RSB). O experimento foi realizado em duas etapas: montagem e operação do reator.

### **4.2.1 Montagem do Reator**

A primeira parte do trabalho consistiu na montagem do reator e ajustes da metodologia de trabalho. O reator de lodo ativado em batelada consistiu em uma bombona de polietileno de 200 L, alimentado com efluente da lagoa de equalização através de uma motobomba Dancor, modelo 706S ½ cv, monofásica, com diâmetro de sucção/recalque de 1.½”, com vazão nominal de 13,3 m<sup>3</sup>/h. A aeração do sistema era realizada através de um soprador Sulpesca CRMP-05 ½ cv, e a vazão controlada manualmente através de uma válvula esfera, ficando a vazão de ar fixa em 0,87 m<sup>3</sup>/min, acoplado a um difusor de membrana, fornecido pela empresa Repicki S/A, modelo RG-300, diâmetro de 310 mm e conexão rosqueável ¾”. Os difusores eram responsáveis também pela agitação do líquido e suspensão do lodo. A saída do efluente era controlado através de uma válvula solenóide, com ¾” e orifício de passagem de 12 mm, com uma vazão média de esvaziamento de aproximadamente 0,3 m<sup>3</sup>/h. Todas as etapas do sistema eram controladas automaticamente, exigindo a intervenção apenas para a programação do controlador

e descarte do lodo. O controlador será descrito no item 4.2.1. A Figura 4.5. apresenta a representação esquemática do reator, indicando os principais componentes do sistema. A Figura 4.6 mostra o soprador e o difusor de membrana.

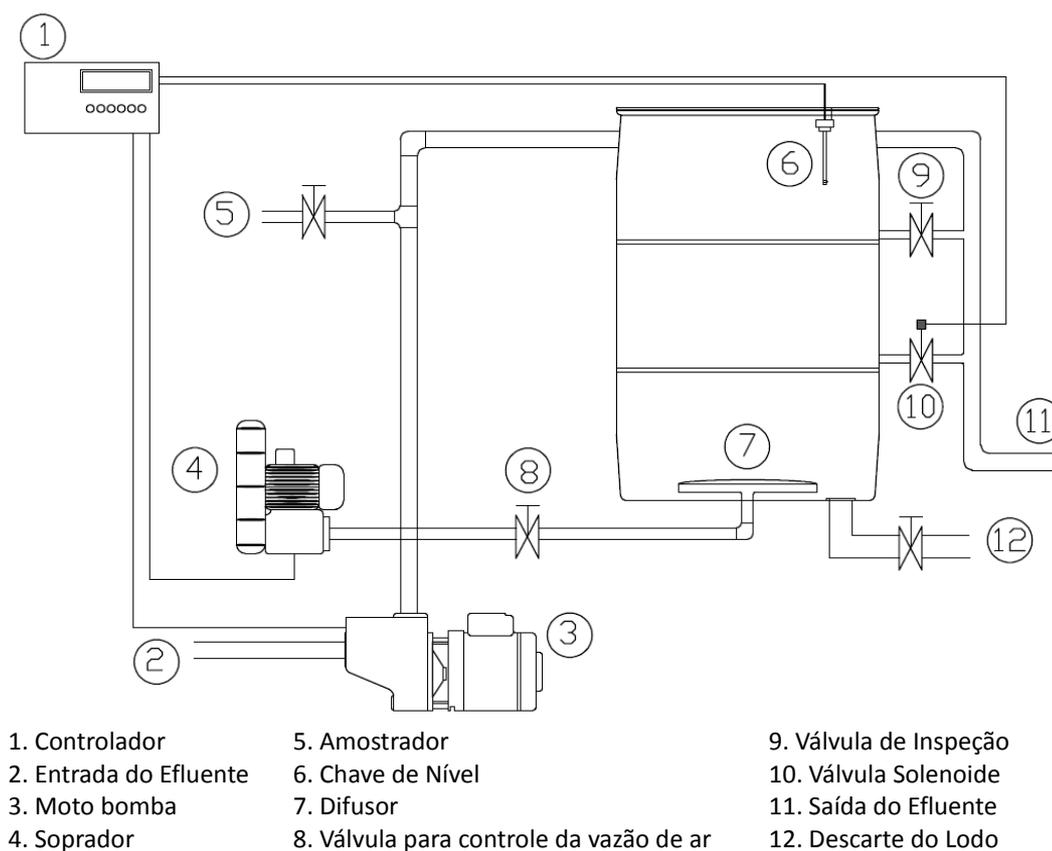


Figura 4.5 – Representação esquemática do reator.

O sistema ainda contava com amostrador na entrada do efluente, dreno ladrão para evitar sobrecargas de efluente no sistema, dreno intermediário para inspeção e saída do lodo.

O reator possui um volume de trabalho de 200 L, volume de alimentação (tratável) de 160 L e volume de sedimentação de 60 L. A Tabela 4.1 apresenta as características do RSB.



Figura 4.6 – (a) Soprador (b) Difusor de Membrana.

Tabela 4.1 – Características do Reator Sequencial em Batelada.

Características	RSB
Material	Polietileno
Volume Total, L	200
Volume Útil, L	180
Volume de Mistura, L	180
Volume de Sedimentação, L	60
Volume de Líquido Tratado, L	120
Altura, m	0,90
Diâmetro, m	0,59
Relação Altura/Diâmetro	1,5
Sistema de Aeração	Soprador/Difusor de Membrana
Sistema de Agitação	Soprador/Difusor de Membrana

#### 4.2.2 Operação do Reator

A operação do reator foi subdividida em duas etapas: a primeira onde o reator operou com lodo formado no próprio reator (RA) e a segunda onde foi inoculado lodo proveniente do decantador secundário da Estação de Tratamento de Efluentes de uma indústria que produz proteína isolada de soja (RB).

A primeira etapa da operação (RA) consistiu no funcionamento do reator durante 21 dias para a formação da biomassa a partir do próprio chorume, dado a grande quantidade de microrganismos presentes na massa líquida. Foram realizadas neste período um total de 63 bateladas, onde além da formação do lodo, pode ser feito alguns ajustes no equipamento para o perfeito funcionamento. Durante este período de aclimação e formação do lodo, o RSB operou com 3 ciclos diários de 8 horas, sendo os tempos apresentados na Tabela 4.2. Após cada

ciclo, o sistema retomava a operação automaticamente, conforme os tempos definidos no controlador e durante tantos ciclos quanto programados.

Tabela 4.2 – Ciclo de Operação durante o período de aclimação e formação do lodo.

<b>Ciclo Operacional</b>	<b>Tempo, min</b>
Enchimento	10
Aeração	240
Decantação	180
Descarte do efluente	30
Repouso	20

Após o período de aclimação, iniciou-se o monitoramento do reator. O parâmetro de controle e avaliação foi o tempo de aeração. Foram realizadas 3 (três) bateladas com cada tempo de reação, que estão apresentados na Tabela 4.3. No início de cada batelada, durante o enchimento do reator, e no final, durante o descarte do efluente, eram coletadas amostras para a realização das análises físico-químicas. A idade do lodo foi mantida em 21 dias, sendo realizado o descarte manualmente, sempre após a última batelada do dia, de aproximadamente 5,7 L.

A segunda etapa da operação (RB) consistiu na utilização do lodo aeróbico oriundo do descarte do decantador secundário de uma indústria que produz proteína isolada de soja. A inoculação e aclimação do lodo ocorreram com a adição inicial de 20% de chorume, e passando na sequência a 40%, 60%, 80%, 100%. Os tempos de cada ciclo seguiram iguais aos estabelecidos para a aclimação do lodo na primeira etapa de operação (RA), ou seja, enchimento 10 minutos, aeração de 4 horas, decantação de 3 horas, descarte do efluente 30 minutos e repouso de 20 minutos.

Após a aclimação do lodo, iniciou-se o monitoramento do reator, seguindo os mesmo tempos de aeração definidos para o primeiro ciclo de operação. As bateladas e os ciclos de operação estão apresentados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Tempos de Aeração de cada batelada de RA e RB

Batelada		Tempo de Aeração
RA1	RB1	4 horas
RA2	RB2	4 horas
RA3	RB3	4 horas
RA4	RB4	10 horas
RA5	RB5	10 horas
RA6	RB6	10 horas
RA7	RB7	15 horas
RA8	RB8	15 horas
RA9	RB9	15 horas
RA10	RB10	20 horas
RA11	RB11	20 horas
RA12	RB12	20 horas

RA = 1ª Etapa de Operação (lodo da própria ETE do Aterro Sanitário; RB = 2ª Etapa de Operação (lodo aeróbico de indústria de proteína de soja).

#### 4.2.3 Descrição do Controlador

O dispositivo eletrônico para controle do sistema tinha como função permitir a operação do sistema e a configuração dos parâmetros de controle do reator, fazendo com que todas as etapas ocorressem automaticamente, permitindo também a operação manual de cada uma das etapas do reator. Todas as funções eram visualizadas através de visor de cristal líquido, onde eram apresentadas todas as funcionalidades e opções de operação do dispositivo.

O controlador permitia a operação tanto no modo manual como automático. No modo manual, as etapas são selecionadas pelo usuário, não sendo possível a determinação do tempo de cada etapa, ou seja, o operador liga e desliga a etapa no momento que achar necessário.

No modo automático, todo o processo de enchimento, aeração, decantação e de retirada do efluente são programados antes do início da operação do sistema. O operador insere os dados de tempo de aeração, tempo de decantação, tempo de retirada do efluente e o número de bateladas a serem realizados. Os parâmetros de entrada relacionados ao tempo são em horas e minutos.

No controlador existem 4 saídas à relé, que operam como chaves de acionamento, permitindo que sejam ligados a bomba de recalque, o compressor de ar e a válvula solenoide. Existe ainda uma espera para instalação de um misturador, porém este não foi utilizado nesta pesquisa.

Uma placa de circuito impresso está instalada no interior do dispositivo, contando com relés para acionamento das saídas, conexão com o visor de cristal líquido, conexões com os botões de acionamento e programação e com um micro-controlador responsável pelo controle de todas as operações.

O micro-controlador utilizado é o AT89s52, da marca Atmel, com 8 kb de memória, e pinos de entrada e saída. Nos pinos de entrada e saída foram interligados os sinais da chave de nível, dos botões de acionamento e programação, os sinais dos relés e do visor. Este tipo de controlador é amplamente utilizado em circuitos para automações simples, que envolvem acionamento de cargas e leituras de sinais de botões de acionamento e programação.

A programação do micro-controlador foi desenvolvida em linguagem C. O programa faz de modo cíclico, a leitura das entradas, o acionamento das saídas, bem como recebe os parâmetros de temporização de cada etapa (no modo de operação automático) e executa, passo a passo, as etapas programadas.

#### **4.3 Coleta e Preservação das Amostras de Chorume**

Todo o chorume utilizado neste estudo foi obtido no Aterro Sanitário de Lajeado. O chorume bruto para caracterização foi coletado na entrada do sistema de tratamento, junto à calha Parshall (ponto de coleta 1), e o chorume utilizado no estudo foi coletado junto à bomba submersa que recalca o efluente para o sistema de lodo ativado da própria ETE (ponto de coleta 2), conforme indica as Figuras 4.7 e 4.8, respectivamente.



Figura 4.7 – Calha Parshal (Ponto de Coleta 1) e Lagoa de Equalização/Anaeróbica ao fundo.



Figura 4.8 – Lagoa de Equalização/Anaeróbica (Ponto de Coleta 2).

As amostras foram coletadas com o auxílio de bombona de 10 litros, de polietileno, e estocadas em recipientes de vidro âmbar. Após a coleta, as amostras foram identificadas e armazenadas em refrigerador a temperatura de 4°C. Entre a coleta e o armazenamento as amostras eram mantidas em caixas térmicas, e refrigeradas com auxílio de gelo.

#### **4.4 Caracterização do Chorume Bruto Gerado**

Para a caracterização do chorume bruto gerado pelo Aterro Sanitário de Lajeado foram utilizados dados da Secretaria do Meio Ambiente do município de Lajeado/RS, que realiza monitoramento mensal, e encaminha as amostras para laboratório terceirizado, devidamente cadastrado junto ao órgão ambiental estadual.

Os parâmetros avaliados foram pH, DQO, DBO<sub>5</sub>, Oxigênio Dissolvido, Nitrogênio Total Kjeldahl, Fósforo Total, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Suspensos Voláteis e Sólidos Suspensos, e foram analisados conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

#### **4.5 Avaliação da Eficiência do Sistema de Tratamento**

Para avaliação da eficiência do RSB e verificar as variações que ocorreram com os diferentes tempos de aeração, foram realizadas análises do chorume na entrada e saída do sistema, antes e após cada batelada, e avaliados os seguintes parâmetros: DQO, Carbono Orgânico Total, Carbono Inorgânico, Carbono Orgânico, Nitrogênio Total Kjeldahl, Sólidos Sedimentáveis, pH e Condutividade. As metodologias analíticas serão apresentadas a seguir.

##### **4.5.1 Determinação da DQO**

As análises de DQO (Demanda Química de Oxigênio) foram realizadas seguindo os procedimentos estabelecidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

A metodologia utilizada foi a de refluxo fechado por digestão ácida na presença de ácido sulfúrico e dicromato de potássio, um poderoso agente oxidante,

com pequenas quantidades de amostra diluída. A quantificação foi feita por medida colorimétrica da concentração de íons cromo gerada durante a digestão. Para a medida de absorvância foi utilizado um Espectrofotômetro de Ultravioleta Visível SP 2000 UV (Bel Photonics).

#### **4.5.2 Determinação de COT**

As determinações de carbono orgânico foram realizadas em um analisador de carbono orgânico total Shimadzu TOC-VCPH, fundamentado em oxidação catalítica a elevadas temperaturas e determinação de CO<sub>2</sub> por espectroscopia infravermelho. A determinação do carbono orgânico total foi realizada através da avaliação do carbono total (CT) menos o valor encontrado para carbono inorgânico (CI).

O limite de detecção inferior do método empregado foi de 2 mg.L<sup>-1</sup> e o coeficiente de variação estabelecido para análises de COT e CI foi de 2%.

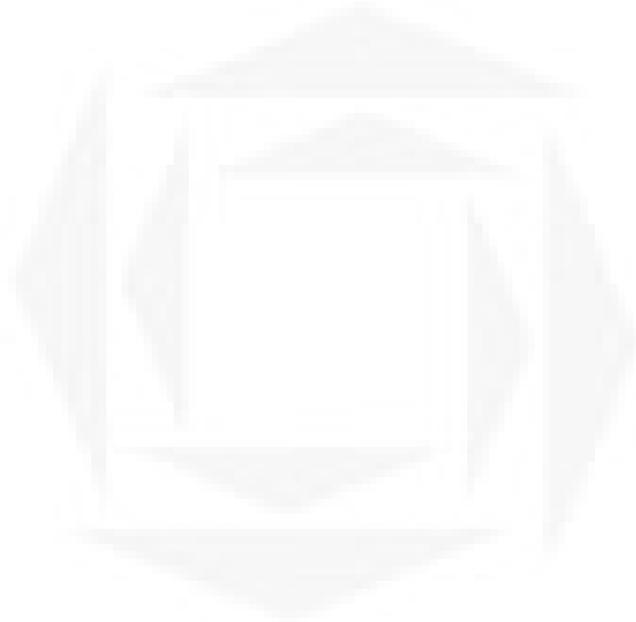
#### **4.5.3 Determinação de NTK**

A determinação do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) refere-se a combinação de amônia e nitrogênio orgânico. O método foi desenvolvido por Johan Kjeldahl em 1883 (LABCONCO, 2005). Neste trabalho utilizou-se a metodologia proposta por Standard Methods for de Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

O método de Kjeldahl consiste basicamente de: preparo dos reagentes; digestão ácida das amostras em temperaturas elevadas para decomposição do nitrogênio orgânico; resfriamento das amostras com o sistema de exaustão (scrubber); destilação das amostras, coletando o destilado em Erlenmeyer contendo indicador ácido bórico e por final, titulação do destilado com ácido sulfúrico 0,02N passando da cor verde pelo azul até a cor lavanda pálida.

#### 4.5.4 Determinação de pH e Condutividade Específica

As medidas de pH foram feitas através do aparelho pHmetro digital Digimed DM-20 e as medidas de condutividade elétrica através de condutímetro OAKTON® CON5 Acron Series, seguindo metodologia proposta por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).



UNIVATES

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados experimentais da operação e monitoramento do sistema de lodo ativado com reator sequencial em batelada serão apresentados a seguir.

### 5.1 Características do Chorume Bruto

A caracterização físico-química e microbiológica foi realizada mensalmente, e a Tabela 5.1 apresenta a média dos meses de maio/2009 a março/2010 obtidos dos parâmetros convencionais monitorados para caracterização do chorume bruto. Os altos desvios devem-se as variações sazonais ocorridas durante o ano, visto que o monitoramento abrangeu quase todos os meses do ano, passando pelas mais diversas condições climáticas.

Os índices de pH tem grande importância na decomposição dos resíduos pois afetam diretamente a biodegradação, tendo em vista que a maioria das bactérias atingem sua fase ótima de crescimento com valores próximos a neutralidade. A média dos valores de pH para o chorume bruto foi de 7,36 indicando um lixiviado oriundo de resíduos em estado avançado de decomposição e em fase metanogênica (SISINNO,1995).

TABELA 5.1 – Características do Chorume Bruto.

Parâmetros	Unidade	Valor Médio	Desvio Padrão
pH	–	7,4	0,6
DBO	mg/L	316,3	259,8
DQO	mg/L	1044,6	748,0
Relação DBO/DQO	–	0,3	0,1
Fósforo Total	mg/L	6,6	4,4
NTK	mg/L	117,3	101,0
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	0,1	0
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/L	110,5	102,9
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	112,6	103,9
SSV/SST	–	0,9	0,04
NMP coliformes totais	NMP/100mL	$6,19 \times 10^5$	$7,94 \times 10^5$
NMP coliformes termotolerantes	NMP/100mL	$1,02 \times 10^5$	$2,92 \times 10^5$

A quantidade de matéria orgânica presente no chorume bruto é representada pelos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A DBO representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica, enquanto a DQO representa a quantidade de oxigênio consumido pela oxidação química da matéria orgânica presente no meio. Segundo Lange e Amaral (2009), a relação entre DBO/DQO pode ser utilizada como um indicador do estágio de degradação biológica do chorume, sendo que para aterros novos este índice varia entre 0,5 e 0,8 e em aterro antigos entre 0,04 e 0,08. A relação apresentada pelo chorume bruto do Aterro Sanitário de Lajeado foi de 0,3, indicando um estágio intermediário de degradação.

A relação SSV/SST representa a razão entre a concentração de sólidos voláteis (porção orgânica) e os sólidos suspensos fixos (fração inorgânica), indicando que o efluente possui boas características orgânicas, favorecendo a degradação da matéria orgânica. Os valores apresentados para a concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl ficaram dentro dos padrões reportados pela literatura para a faixa de idade em que o aterro se encontra.

O balanço das necessidades nutricionais dos microrganismos presentes nos sistemas aeróbios é controlado pela relação DBO:N:P, onde DBO expressa a necessidade de carbono como nutriente. A relação ideal para o desenvolvimento adequado da biomassa é definida como 100:5:1, respectivamente. Conforme dados

da Tabela 5.1, nota-se um desequilíbrio entre esta relação, apresentando valores de aproximadamente 100:37:2, indicando que não há falta de nutrientes, porém a falta de relação pode prejudicar o desenvolvimento dos microrganismos presentes na biomassa.

Os coliformes totais e os coliformes termotolerantes indicam o nível de contaminação e auxiliam na detecção de agentes patogênicos e, nas amostras de chorume bruto apresentaram índices elevados.

## **5.2 Primeira Etapa de Operação – RA**

Os resultados do acompanhamento analítico da primeira etapa de operação serão apresentados nos itens subsequentes. No total foram 21 dias para formação e aclimação da biomassa, mais 11 dias de operação e monitoramento nesta primeira etapa.

O período de formação e aclimação da biomassa começou no dia 17 de fevereiro de 2010 e transcorreu até o início da operação e monitoramento, que se deu no dia 11 de março de 2010, estendendo-se até 21 de março de 2010, totalizando 21 dias de aclimação e 11 dias de operação. A temperatura média nos dias que transcorreram a pesquisa são apresentados na Tabela 5.2.

Após o período de aclimação, iniciou-se a operação do reator com tempo de aeração de 4 horas, sendo realizadas 3 bateladas. Cada batelada durava aproximadamente 8 horas, e as amostras para monitoramento eram coletadas na entrada do sistema a cada início de batelada e na saída após o término da operação.

Tabela 5.2 – Temperatura Média nos dias que ocorreram a operação do RA.

Dias	Temperatura Média (°C)
11/03	26,7
12/03	26,7
13/03	26,7
14/03	24,2
15/03	23,9
16/03	21,4
17/03	21,4
18/03	22,7
19/03	27,0
20/03	28,3
21/03	25,8
Média	24,8

Fonte: Centro de Informações Hidrometeorológicas – CIH – UNIVATES.

Após as três primeiras bateladas verificou-se a necessidade de ajuste dos equipamentos. A mangueira de sucção de chorume para o sistema estava com sua entrada disposta no fundo da lagoa anaeróbica da Estação de Tratamento de Efluentes do Aterro Sanitário (ETE), o que acarretava no arraste da fração sólida inorgânica depositada no fundo da lagoa. Portanto, para corrigir este problema, a mangueira foi suspensa em braço metálico, utilizado para suspender as bombas submersas da ETE, de maneira a bombear para o sistema piloto apenas o efluente sobrenadante.

Depois destes ajustes, a operação transcorreu conforme prevista, com os tempos de aeração de 10, 15 e 20 horas, sendo realizadas 3 bateladas com cada um dos tempos de aeração, totalizando 12 ciclos operacionais, e sendo fixado em 4 horas o tempo de decantação. A vazão de ar insuflado no reator era de 0,87 m<sup>3</sup>/min. Após cada batelada o sistema permanecia esvaziando e em repouso por aproximadamente 30 minutos, onde então era coletada a amostra referente à saída do reator. Após este ciclo, o sistema iniciava automaticamente outra batelada.

### 5.2.1 Remoção de DQO

A avaliação do desempenho do Reator Sequencial em Batelada para a remoção de matéria orgânica, expressa em Demanda Química de Oxigênio, é

apresentado na Tabela 5.3 o comportamento dos valores de DQO, durante a operação do sistema piloto, para os diferentes ciclos do processo em relação ao tempo de aeração, monitorando o efluente bruto e tratado, sendo possível, portanto, verificar o desempenho do sistema frente aos diferentes tempos de detenção.

Tabela 5.3 – Desempenho do Reator na Remoção de DQO.

Tempo de Aeração (h)	TDH (h)	Batelada	DQO (mg/L)				Eficiência de Remoção (%)
			Bruto	Desvio Padrão	Tratado	Desvio Padrão	
4	8	RA1	1016,7	70,7	1716,7	70,7	-68,9
		RA2	1500,0	235,7	2858,3	129,6	-90,6
		RA3	833,3	235,7	1808,3	153,2	-117,0
10	14	RA4	1366,7	47,1	2083,3	23,6	-52,4
		RA5	6333,3	1178,5	1466,7	0,0	76,8
		RA6	1966,7	0,0	1441,7	153,2	26,7
15	19	RA7	1766,7	47,1	1500,0	47,1	15,1
		RA8	1566,7	94,3	1233,3	47,1	21,3
		RA9	2033,3	188,6	1200,0	47,1	41,0
20	24	RA10	1200,0	94,3	1233,3	47,1	-2,8
		RA11	1716,7	23,6	983,3	23,6	42,7
		RA12	1533,3	0,0	1166,7	0,0	23,9

Pode-se observar pela avaliação dos resultados apresentados na Tabela 5.3 que a remoção de DQO inexistiu nos 3 primeiros ciclos, tendo em vista que ao contrário de remover a matéria orgânica, o RSB conferiu carga orgânica ao efluente teoricamente tratado. Este fato confirma o que já foi relatado sobre a coleta do efluente do fundo da lagoa anaeróbia, com arraste da porção inorgânica, de difícil degradação. Após a alteração do local de sucção, com a retirada do efluente sobrenadante, nota-se um aumento gradativo na remoção de DQO, porém acredita-se que o lodo depositado no fundo possuía uma grande porção inorgânica que dificultava a remoção de matéria orgânica, devendo no momento em que foi alterado o local de sucção, ser reiniciado todo o processo de formação e aclimação do lodo, retirando todo o lodo remanescente e formando um lodo novo, sem a porção inorgânica arrastada do fundo da lagoa anaeróbia.

Pela Figura 5.1 verifica-se que a DQO do efluente bruto permaneceu praticamente constante, apresentando apenas um pico no ciclo RA5, variando nos outros ciclos entre 833,3 mg/L a 2083,3 mg/L, com média de 1902,8 mg/L. A DQO do efluente tratado variou entre 983,3 mg/L e 2858,3 mg/L, com média de 1557,7 mg/L. Com os valores médios de DQO bruta e tratada, tem-se uma remoção de 18,1%.

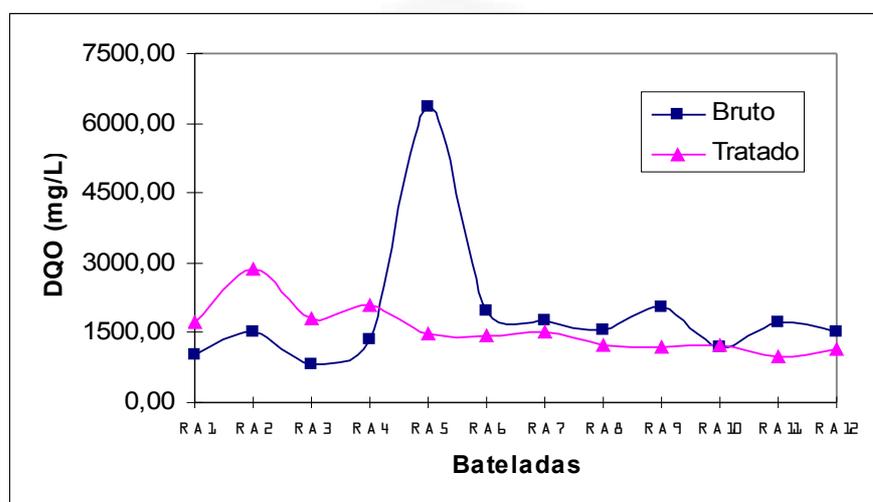


Figura 5.1 – Evolução da DQO durante os ciclos de operação de RA para o efluente bruto e tratado.

A Figura 5.2 representa a remoção de DQO em cada um dos ciclos. Nota-se que após a alteração do sistema, a partir do ciclo RA4, a eficiência de remoção aumenta e estabiliza, variando entre 15,1% com 15 horas de aeração e 42,7% com 20 horas de aeração. A Figura 5.3 apresenta a remoção média para cada um dos tempos de aeração.

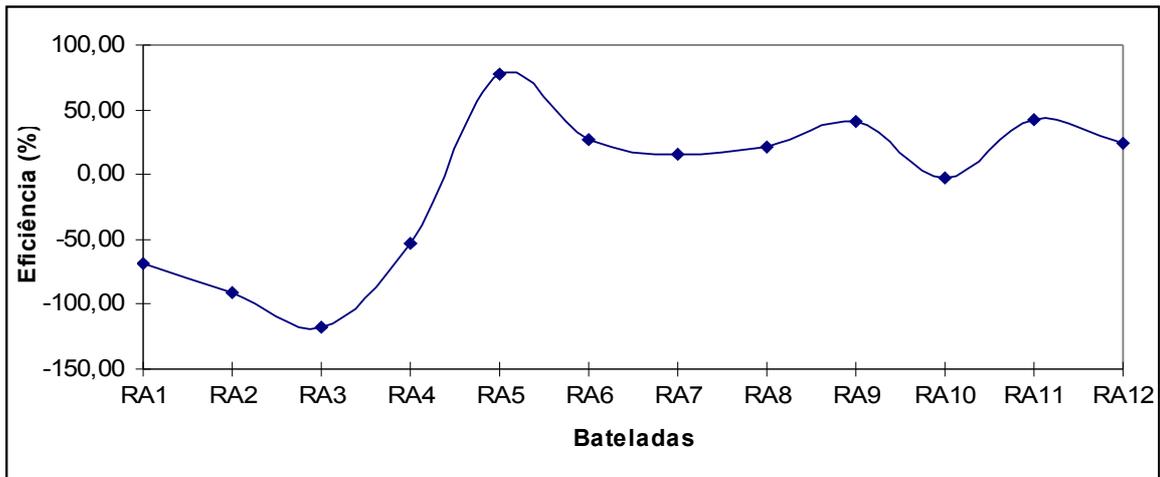


Figura 5.2 – Avaliação da Remoção de DQO.

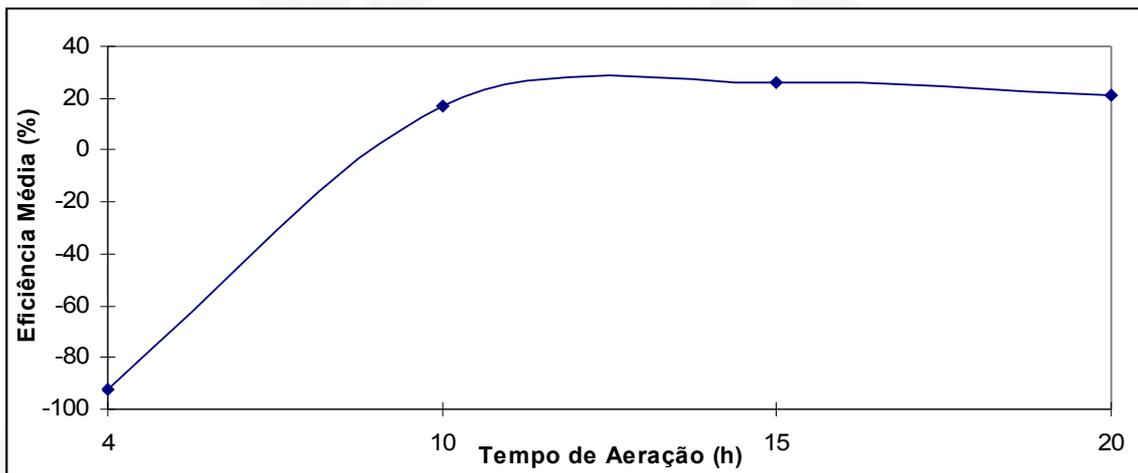


Figura 5.3 – Eficiência Média para cada Tempo de Aeração.

Apesar das baixas eficiências de remoção, pode-se verificar pelos dados apresentados que algum problema ocorreu na partida e operação do RSB, principalmente pelo fato já relatado onde a fração depositada no fundo da lagoa anaeróbica era arrastada para dentro do reator. Isto se deve a digestão anaeróbia do lodo de fundo, que gera subprodutos solúveis não estabilizados, que quando reintroduzidos na fração líquida são responsáveis por uma nova carga de matéria orgânica (VON SPERLING, 2002b). Portanto este fato explica o aumento da carga orgânica no efluente tratado nos ciclos com tempo de aeração de 4 horas e a baixa remoção nos ciclos subsequentes, tendo em vista que apesar do ponto de coleta ter sido diferente, ficou uma carga remanescente deste lodo no interior do reator, sendo

reduzidos com os descartes diários. Porém isto só poderia se confirmar com a operação do reator por mais alguns ciclos para verificar o comportamento da carga orgânica ou ainda, reiniciar o período de formação e aclimatação do lodo, realizando todos os ciclos novamente.

### 5.2.2 Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl

Os resultados obtidos para a remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) no RSB é apresentado na Tabela 5.4, que expressa o comportamento do efluente bruto e tratado durante a operação do sistema, em relação ao tempo de aeração.

Tabela 5.4 – Eficiência na remoção de NTK.

Tempo de Aeração (h)	TDH (h)	Batelada	NTK (mg/L)		Eficiência de Remoção (%)
			Bruto	Tratado	
4	8	RA1	474,6	285,6	39,8
		RA2	470,4	292,3	37,9
		RA3	458,6	282,8	38,3
10	14	RA4	340,0	38,6	88,6
		RA5	340,5	36,4	89,3
		RA6	347,8	30,8	91,1
15	19	RA7	353,9	32,5	90,8
		RA8	361,8	32,5	91,0
		RA9	364,0	28,0	92,3
20	24	RA10	365,7	23,5	93,6
		RA11	362,9	21,8	94,0
		RA12	369,5	19,0	94,9

Desconsiderando os três primeiros ciclos, nos quais os problemas operacionais já foram relatados, o RSB apresentou grande eficiência na remoção de NTK. A eficiência média nos ciclos com tempo de aeração de 10, 15 e 20 horas ficaram acima dos 90%.

Na Figura 5.4 pode ser verificado que o NTK do efluente bruto permaneceu praticamente constante, a partir do 4º ciclo (RA4). Nota-se que a partir do primeiro ciclo após a alteração do sistema, o NTK evoluiu de 340,0 mg/L no ciclo RA4 até

369,5 no ciclo RA12, sendo esta evolução elevada gradativamente com o passar dos ciclos. A eficiência de remoção também se elevou gradualmente, partindo de 88,7% no ciclo RA4 a 94,9% no ciclo RA12.

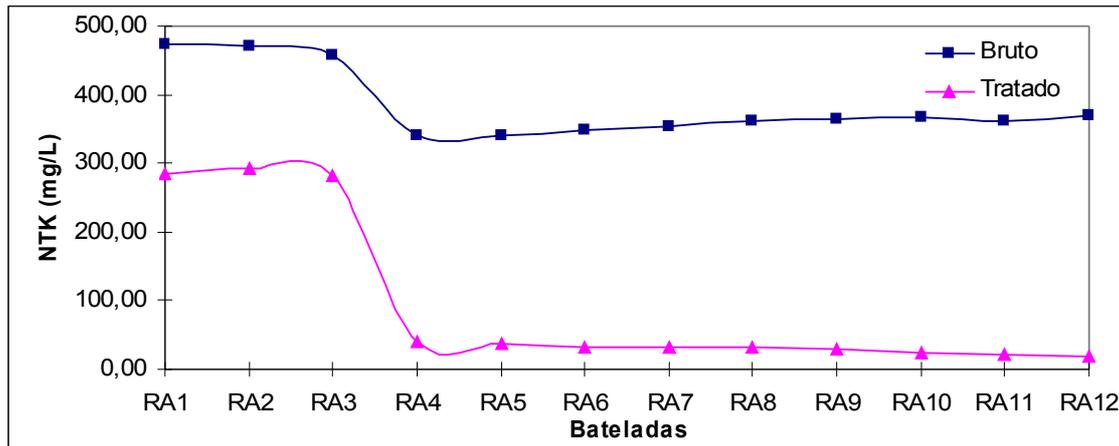


Figura 5.4 – Evolução do NKT durante os ciclos de operação.

As Figuras 5.5 e 5.6 apresentam, respectivamente, a eficiência de remoção em cada um dos ciclos e a eficiência média para cada tempo de operação. Pode-se notar que o sistema evolui à medida que o tempo de operação aumenta, porém se considerarmos o custo benefício, dever-se-ia adotar o tempo de 10 horas, visto que o incremento na eficiência de remoção é relativamente baixo levando em conta que o tempo de aeração é duplicado, como o custo também seria. Como o tempo de aeração de 4 horas apresentou problemas não será considerado, porém com os resultados obtidos poderia se esperar melhores resultados caso o efluente bruto fosse retirado da camada superficial da lagoa anaeróbica.

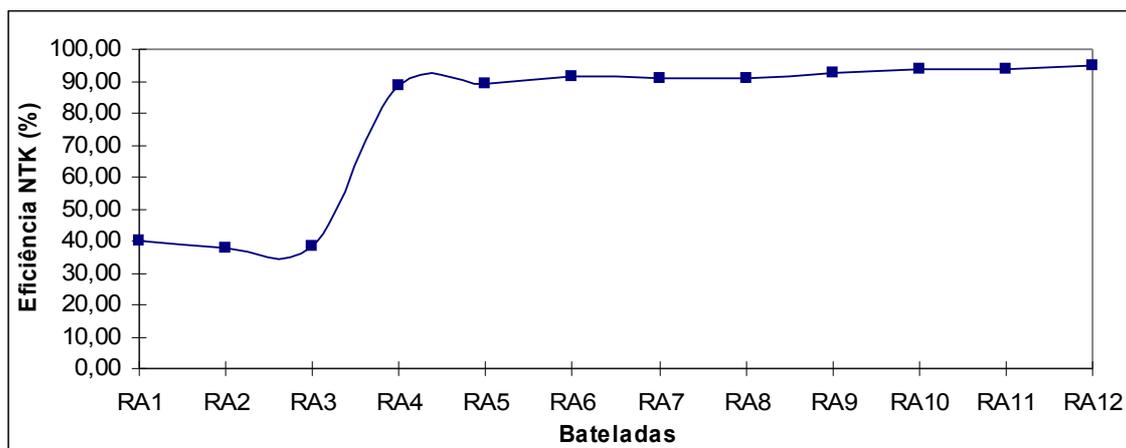


Figura 5.5 – Avaliação da Eficiência de Remoção de NTK.

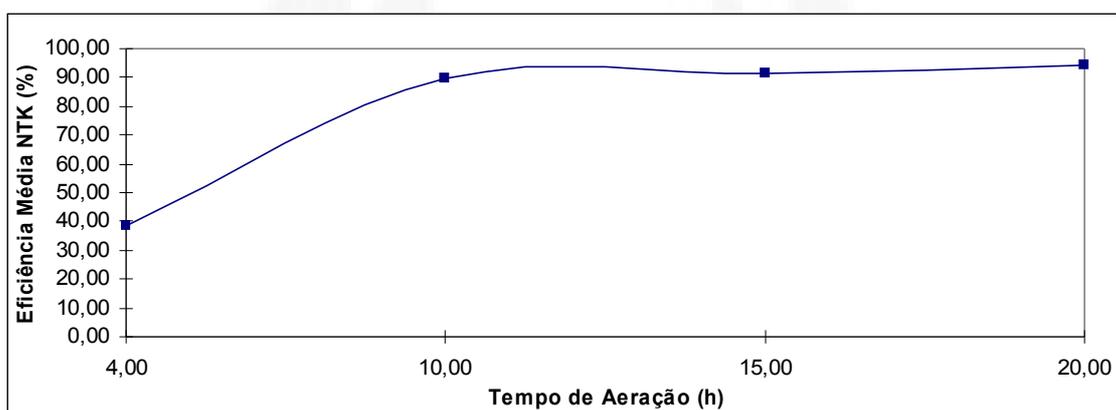


Figura 5.6 – Eficiência Média para cada tempo de aeração.

O Nitrogênio Total Kjeldahl representa a soma das formas orgânicas e amoniacais de nitrogênio (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). E a remoção do nitrogênio em sistemas biológicos ocorre pela oxidação do nitrogênio amoniacal à nitratos, denominado processo de nitrificação, e em seguida pela desnitrificação, sendo o nitrogênio orgânico remanescente e o nitrogênio amoniacal assimilado pelo lodo descartado através da retirada do lodo excedente (VON SPERLING, 2002b). As reduções nos índices de NTK observados na Tabela 5.2 evidenciam a modificação do nitrogênio nas formas reduzida as oxidadas, pela ocorrência da nitrificação e desnitrificação. Porém a remoção biológica em sistemas de tratamento necessita além da fase aeróbica para ocorrência da nitrificação de uma fase anóxica, livre de oxigênio molecular, onde o reator opera apenas com fase de mistura, para ocorrer a desnitrificação (VON SPERLING, 2002b), fase que não ocorreu durante a operação

do RSB neste experimento, pois após a aeração o reator passou para a fase de decantação.

Porém, a remoção biológica de nitrogênio deveria acarretar na redução de DQO, o que, como podemos observar no item 5.1.2.1, não se verificou. Portanto, o que pode ter favorecido a remoção de NTK foi a ocorrência do *stripping*. O processo conhecido como *air stripping* baseia-se em princípios de transferência de massa, onde compostos indesejáveis contidos nos efluentes são removidos pelo arraste propiciado pelo ar em contato com o líquido. Esta transferência ocorre quando o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) converte-se à amônia ( $\text{NH}_3$ ) pelo princípio da dessorção, que é a transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa (SOUTO, 2009). Neste experimento, esta conversão pode ter ocorrido pelo deslocamento do equilíbrio químico através do contato do ar insuflado no reator com o chorume. Nesta reação, à medida que o ar arrasta uma determinada quantidade de amônia, uma quantidade igual de amônio é consumida para manter o equilíbrio da reação (FERRAZ, 2010).

Para determinar a forma em que ocorreu a remoção de NTK do meio, deve-se monitorar também o pH, condutividade, nitrogênio amoniacal, nitratos e nitritos, para poder precisar qual as reações ocorreram durante a operação do RSB que contribuíram efetivamente para a remoção do NTK, e traçar preferencialmente um perfil da remoção durante o ciclo operacional do reator.

### 5.2.3 Remoção de COT

A Tabela 5.5 apresenta os resultados do monitoramento do Carbono Orgânico Total (COT), no efluente bruto e tratado do Reator Sequencial em Batelada, bem como as eficiências de remoção para cada um dos ciclos de operação. O COT expressa a remoção de carga orgânica do efluente.

Analisando os resultados apresentados e a Figura 5.7, pode-se verificar que os valores de COT do efluente bruto apresentaram-se praticamente estáveis,

variando entre 574,1 e 706,6 mg/L, e média de 667,0 mg/L. Os índices de COT para o efluente tratado variaram entre 359,1 e 445,7 mg/L, exceto os valores dos três primeiros ciclos, com média de 433,0 mg/L.

Tabela 5.5 – Monitoramento dos parâmetros de COT.

Tempo de Aeração (h)	Batelada	COT (mg/L)		
		Bruto	Tratado	Eficiência de Remoção (%)
4	RA1	617,7	537,8	12,9
	RA2	705,0	605,7	14,1
	RA3	574,1	565,0	1,6
10	RA4	706,6	359,1	49,2
	RA5	683,8	386,9	43,4
	RA6	666,9	373,6	44,0
15	RA7	674,1	363,8	46,0
	RA8	690,2	377,7	45,3
	RA9	682,3	445,7	34,7
20	RA10	696,4	360,0	48,3
	RA11	659,1	387,9	41,1
	RA12	659,1	442,0	32,9

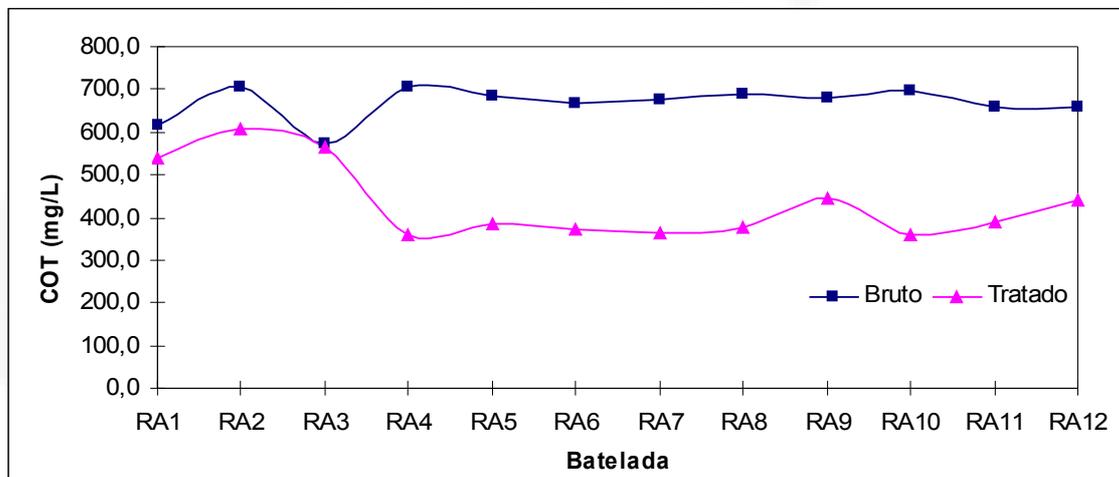


Figura 5.7 – Comportamento do COT durante os ciclos de operação.

A Figura 5.8 apresenta a remoção de COT em cada uma das bateladas, indicando uma variação entre 32,9 e 49,2%, com uma média de remoção 34,5%. Também se pode notar que a partir do ciclo RA4, com 10 horas de aeração, a eficiência não aumenta, permanecendo praticamente constante, e com uma tendência a decrescer ao longo do tempo. Portanto, levando em consideração a relação custo-benefício, para atingir este patamar de remoção, o tempo de aeração

não deve ultrapassar 10 horas. A Figura 5.9 reforça a idéia que o tempo ideal para remoção de COT, para o caso e a metodologia utilizada, é de 10 horas de aeração.

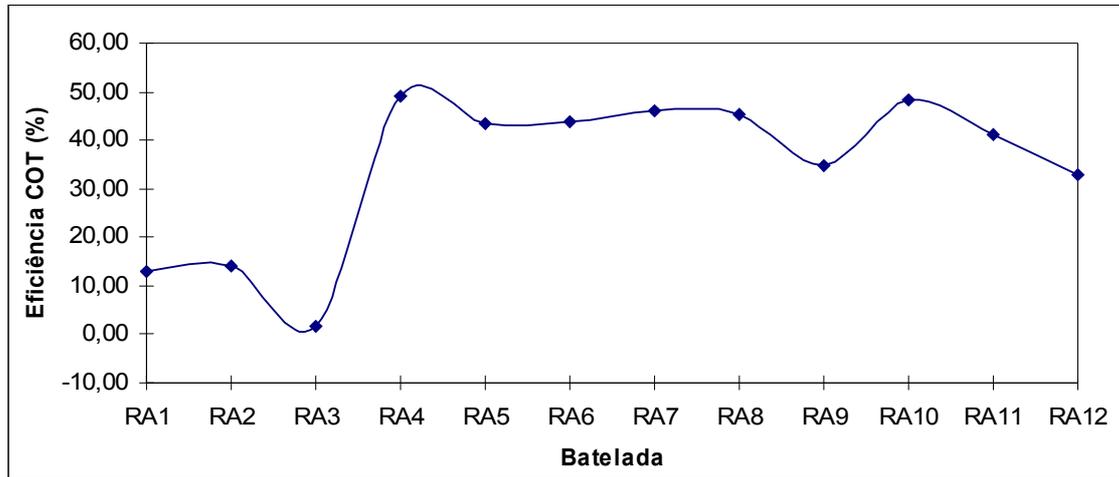


Figura 5.8 – Eficiência de remoção de COT em cada batelada.

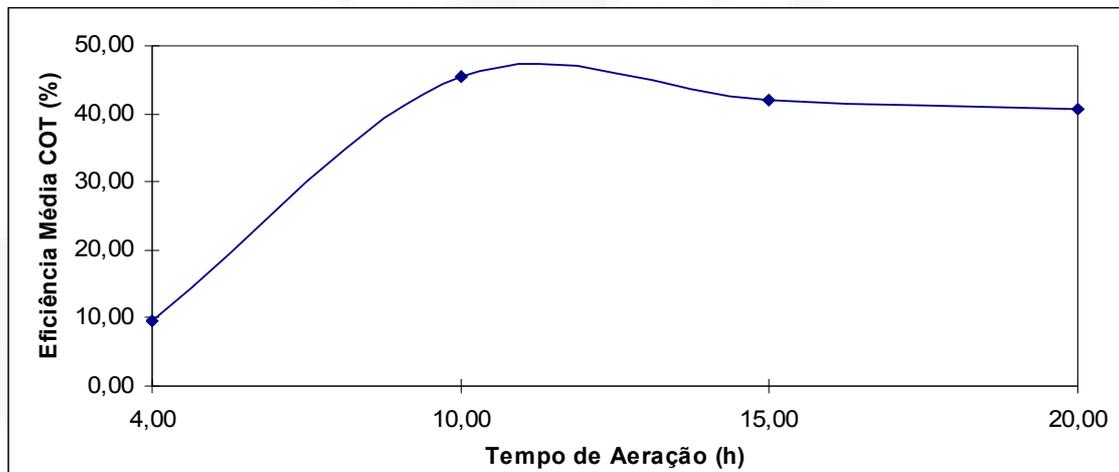


Figura 5.9 – Eficiência média de remoção de COT em relação ao tempo de aeração.

Comparando os resultados para a remoção de COT, com os obtidos para a remoção de DQO, podemos verificar que a relação COT/DQO, considerando a COT e DQO média encontrada para o efluente bruto, é de 0,44. De acordo com Baig et al. apud Silva (2002), quando a relação COT/DQO for 0,4, o chorume pode ser considerado estável. Quanto menor a relação COT/DQO, menor a quantidade de carbono e, conseqüentemente, menor a biodegradabilidade do efluente. Portanto, a

relação encontrada para o efluente bruto testado apresenta boas características biodegradáveis, sendo que o valor para a relação foi de 0,44, maior que 0,4 que indica a estabilidade do chorume.

Apesar da boa relação apresentada, observando a Figura 5.10, pode-se notar que o comportamento dos parâmetros de DQO e COT, tanto para o efluente bruto como para o tratado, não apresentam correlação entre si. Pois pela evolução dos parâmetros percebe-se que o comportamento de um independe do outro, visto que apresentam variações distintas.

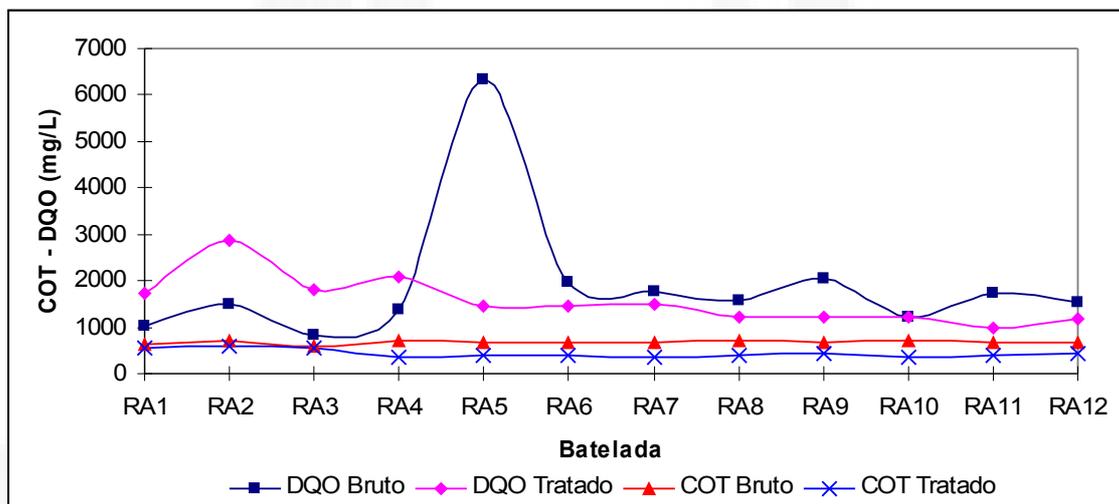


Figura 5.10 – Comparação entre o comportamento da DQO e COT.

A Figura 5.11 demonstra a evolução da eficiência de remoção para os parâmetros de DQO e COT que também não demonstram tendência no comportamento. Comparando as eficiências médias de remoção em relação a cada tempo de aeração, o comportamento, tanto da DQO como do COT, apresentam certa tendência, evidenciando uma possível relação entre os dois parâmetros, conforme apresentado na Figura 5.12.

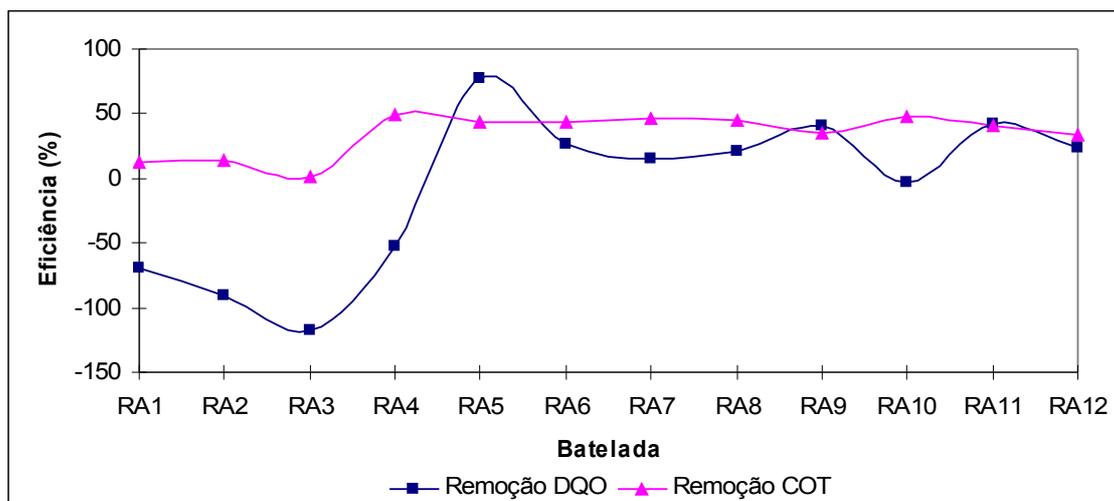


Figura 5.11 – Eficiência de remoção de DQO x COT.

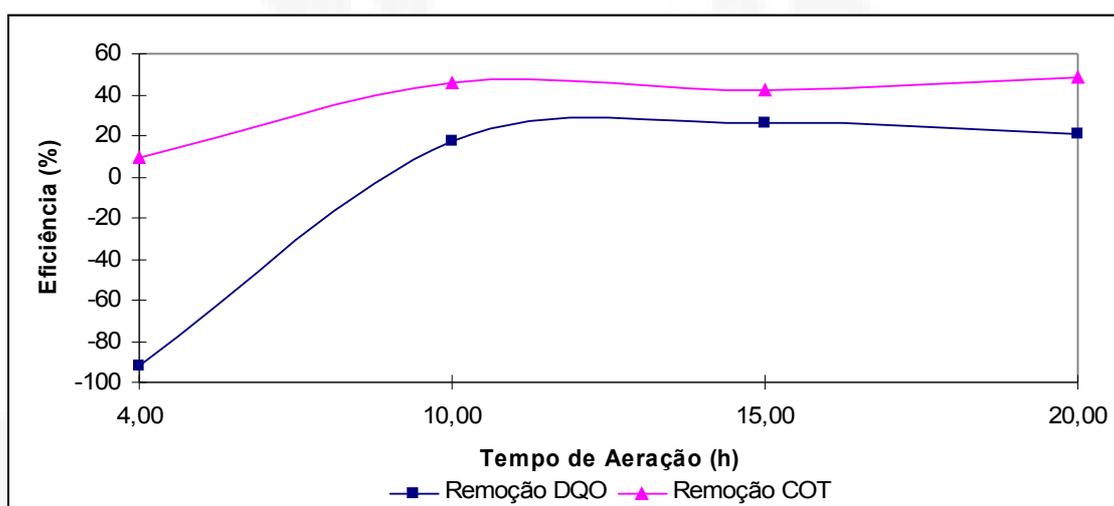


Figura 5.12 – Eficiência média de remoção de DQO x COT em relação ao tempo de aeração.

A falta de relação entre os parâmetros de DQO e COT pode ser explicada pela presença de compostos inorgânicos, que foram removidos pela volatilização da fração inorgânica ou incorporados ao lodo decantado no sistema.

#### 5.2.4 Correlações entre as remoções de DQO, NTK e COT

Na Tabela 5.6, aplicou-se aos dados de DQO, NTK e COT o teste da Correlação Linear de Pearson, para verificar a relação entre os parâmetros. Para

encontrar o coeficiente de Correlação Linear de Pearson utilizou-se o software Microsoft Office Excel 2003.

Tabela 5.6 – Remoção de DQO, NTK e COT e suas correlações

Batelada	Remoção DQO (%)	Remoção NTK (%)	Remoção COT (%)
RA1	-68,9	12,9	39,8
RA2	-90,6	14,1	37,9
RA3	-117,0	1,6	38,3
RA4	-52,4	49,2	88,7
RA5	76,8	43,4	89,3
RA6	26,7	44,0	91,1
RA7	15,1	46,0	90,8
RA8	21,3	45,3	91,0
RA9	41,0	34,7	92,3
RA10	-2,8	48,3	93,6
RA11	42,7	41,2	94,0
RA12	23,9	32,9	94,9
Correlação DQO x NTK			0,86
Correlação DQO x COT			0,75
Correlação COT x NTK			0,92

Os coeficientes de correlação encontrados para os parâmetros DQO x NTK, DQO x COT e COT x NTK foram, respectivamente, 0,86, 0,75 e 0,92. Para a relação entre DQO e NTK apresentou uma associação de 86%, com uma boa relação entre as variáveis, com grau de correlação considerado fortemente positivo. Isto também ocorre com a relação entre COT e NTK, com uma associação de 92%, indicando que quando uma das variáveis aumenta seu valor, conseqüentemente à outra variável também aumentará. A relação entre DQO e COT apresentou associação de 75%, considerada moderadamente positiva (ANDRIOTTI, 2003).

Analisando a Figura 5.13 e comparando com os resultados encontrados para as correlações entre os parâmetros de DQO, NTK e COT podemos verificar que os coeficientes de correlação encontrados confirmam-se ao analisar o comportamento das variáveis durante a operação do RSB. Nota-se que a eficiência de remoção dos parâmetros apresenta uma tendência de comportamento semelhante, confirmando os coeficientes de Pearson encontrados.

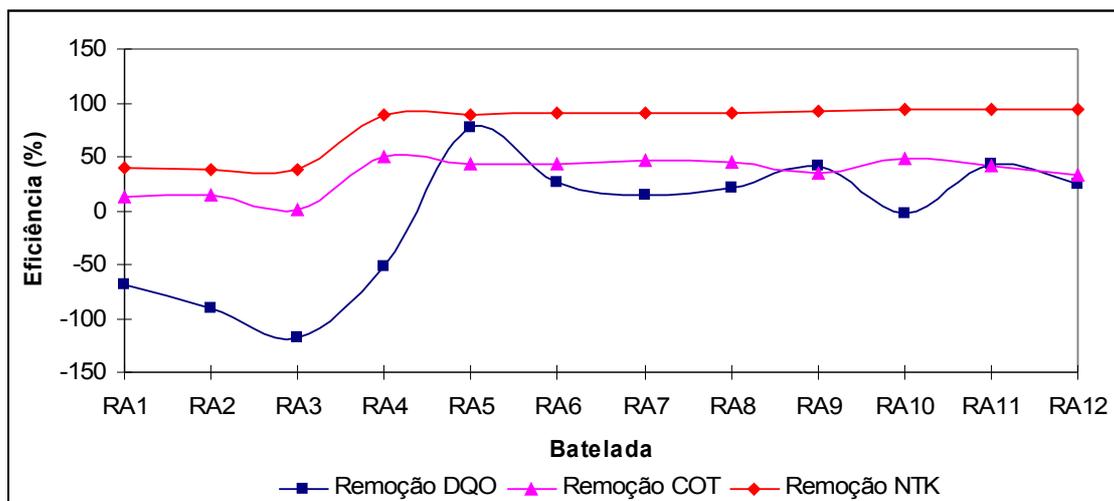


Figura 5.13 – Comportamento da remoção de DQO, NTK e COT.

### 5.3 Segunda Etapa de Operação – RB

Os resultados do monitoramento analítico da segunda etapa de operação (RB) estão apresentados nos itens subsequentes. No total foram 2 dias aclimatação da biomassa, mais 9 dias de operação e monitoramento nesta segunda etapa.

A aclimatação do lodo iniciou no dia 21 de março, logo após o término da primeira etapa e ocorreu até o dia 22 de março, totalizando 2 dias para inoculação e aclimatação do lodo. O reator foi lavado e inoculado o lodo proveniente do decantador secundário de uma indústria que produz proteína isolada de soja. O lodo utilizado não foi caracterizado, pois não era o objetivo deste trabalho. A temperatura média durante os dias de operação estão apresentadas a Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Temperatura média nos dias de operação do RB.

<b>Dias</b>	<b>Temperatura Média (°C)</b>
21/03	26,4
22/03	23,4
23/03	23,2
24/03	21,7
25/03	22,6
26/03	25,4
27/03	25,1
28/03	24,9
29/03	23,0
30/03	23,5
31/03	22,9
<b>Média</b>	<b>23,8</b>

Fonte: Centro de Informações Hidrometeorológicas – CIH – UNIVATES.

Primeiramente foi introduzido 60 L de lodo, e após adicionados, 32 L de chorume e 128 L de efluente oriundo do reator biológico da empresa que forneceu o lodo. As diluições estão descritas da Tabela 5.8. Os tempos de cada ciclo para aclimação foram de 10 minutos de enchimento, 4 horas de aeração, 3 horas de decantação, 30 minutos para o descarte e repouso de 20 minutos.

Tabela 5.8 – Diluições para aclimação do lodo.

<b>Diluição</b>	<b>Chorume</b>	<b>Efluente Reator Biológico</b>
1	20% (32 L)	80% (128 L)
2	40% (64 L)	60% (96 L)
3	60% (96 L)	40% (64 L)
4	80% (128 L)	20% (32 L)
5	100% (160 L)	0% (0 L)

Após a aclimação do lodo, iniciou-se o monitoramento do reator, seguindo os mesmo tempos de aeração definidos para o primeiro ciclo de operação e conforme metodologia descrita anteriormente. Os tempos de aeração foram de 4, 10, 15 e 20 horas, com tempo de decantação de 4 horas, e sendo realizadas três bateladas para cada tempo de aeração, totalizando 12 ciclos operacionais. A vazão de ar insuflado ao reator permaneceu em 0,87 m<sup>3</sup>/h. Nesta etapa de operação, além dos parâmetros monitorados na primeira etapa, DQO, COT, CI, CT e NTK, monitoraram-se os parâmetros de pH e condutividade elétrica para os efluentes bruto e tratado do RSB.

### 5.3.1 Remoção de DQO

A Tabela 5.9 apresenta os resultados para o efluente bruto e tratado, durante a operação do reator de lodo ativado, com lodo oriundo de uma indústria de proteína de soja, operando em bateladas sequenciais na remoção de carga orgânica, expressa em DQO.

Tabela 5.9 – Acompanhamento do RSB na remoção de DQO.

Tempo de Aeração (h)	TDH (h)	Batelada	DQO (mg/L)				Eficiência de Remoção (%)
			Bruto	Desvio Padrão	Tratado	Desvio Padrão	
4	8	RB1	1566,7	47,1	1316,7	23,6	16,0
		RB2	1566,7	47,1	1333,3	94,3	14,9
		RB3	1283,3	23,6	1633,3	0,0	-27,3
10	14	RB4	1583,3	117,9	1616,7	23,6	-2,1
		RB5	1716,7	23,6	2050,0	23,6	-19,4
		RB6	5250,0	23,6	2000,0	0,0	61,9
15	19	RB7	2350,0	70,7	2400,0	0,0	-2,1
		RB8	1133,3	282,8	4466,7	47,1	-294,1
		RB9	3416,7	23,6	1333,3	0,0	61,0
20	24	RB10	3433,3	0,0	1200,0	94,3	65,0
		RB11	3433,3	0,0	2033,3	47,1	40,8
		RB12	883,3	70,7	633,3	94,3	28,3

A Figura 5.14 apresenta o comportamento dos parâmetros de DQO bruto e tratado. Nota-se que os valores apresentaram uma oscilação muito grande, onde em alguns pontos os valores de DQO do efluente tratado superou os valores do efluente bruto, evidenciando certo descontrole operacional do sistema. A DQO do efluente bruto variou entre 883,3 mg/L a 5250,0 mg/L, com uma média de 2301,39 mg/L, e a DQO do efluente tratado variou entre 4466,7 mg/L a 633,3 mg/L, com média de 1834,7 mg/L. A partir dos valores médios encontrados para DQO bruta e tratada, tem-se uma eficiência de remoção de 20,3%, próximo dos 18,1% encontrados na primeira etapa da pesquisa.

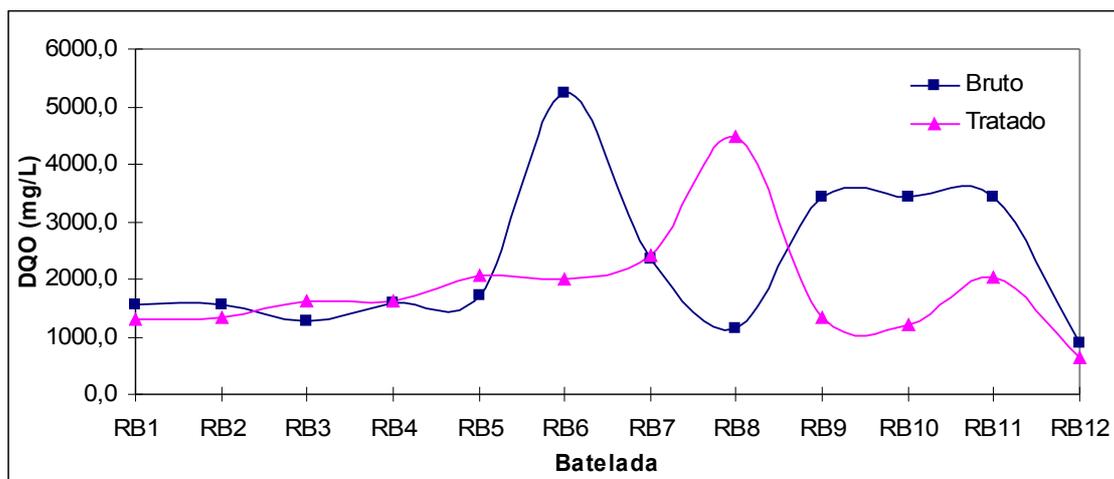


Figura 5.14 – Evolução da DQO durante os ciclos de operação (RB).

A Figura 5.15 demonstra o comportamento da remoção de DQO durante os ciclos de operação (RB), e a Figura 5.16 apresenta a remoção média das três bateladas realizadas em relação a cada um dos tempos de aeração. Em razão do pico negativo de remoção ocorrido no ciclo RB8, a remoção média global do sistema, considerando todos os ciclos, apresentou valor negativo, ficando em torno de -4,8%. O ciclo RB7 também apresentou problemas, também apresentando índice de negativo de remoção. Nota-se que estes dois ciclos (RB7 e RB8) operaram com 15 horas de aeração, e que o ciclo RB9, também com aeração de 15 horas, apresentou eficiência de remoção de 61,0% e o ciclo RB6, com 10 horas, teve remoção de 62,9%.

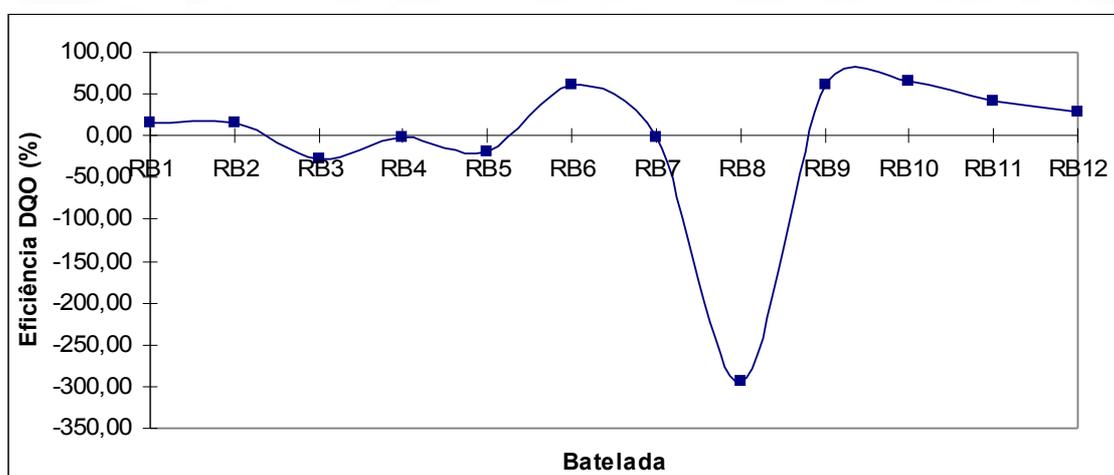


Figura 5.15 – Avaliação da Remoção de DQO (RB).

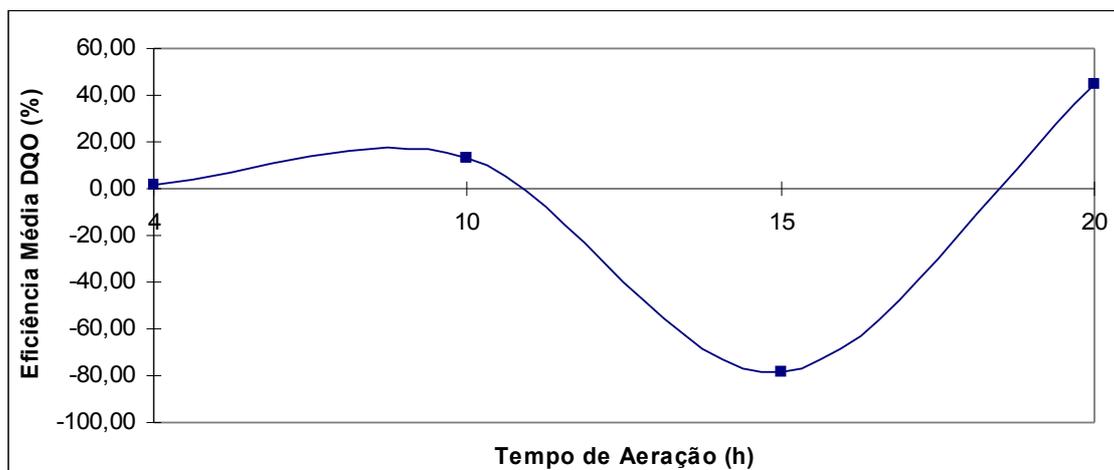


Figura 5.16 – Eficiência Média para cada Tempo de Aeração (RB).

Os ciclos de operação com 20 horas de aeração apresentaram boa eficiência de remoção, como pode ser visto na Figura 5.16. A remoção média do ciclo com 20 horas de aeração é de 44,7%, apresentando as eficiências de 65,0% para RB10, 40,8% para RB11 e 28,3% para RB12.

Os resultados para a remoção de DQO na operação do RSB foram satisfatórios. Nos primeiros ciclos, o lodo introduzido no reator poderia ainda não estar perfeitamente aclimatado ao lixiviado, e a medida que o lodo adaptava-se às características do efluente a ser tratado, e o tempo de detenção hidráulica aumentava, as eficiências de remoção também se elevaram.

### 5.3.2 Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl

Os resultados obtidos na operação do RSB para a remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) é apresentado na Tabela 5.10, que demonstra o comportamento do efluente bruto e tratado durante a operação do sistema, em relação ao tempo de aeração. Ao contrário do observado na primeira etapa de operação (RA), onde o RSB demonstrou boa eficiência na remoção de NTK, nesta etapa os resultados não foram tão satisfatórios, ficando a remoção média global em 13,41%.

Tabela 5.10 – Acompanhamento do RSB na remoção de NTK.

Tempo de Aeração (h)	TDH (h)	Batelada	NTK (mg/L)		Eficiência de Remoção (%)
			Bruto	Tratado	
4	8	RB1	371,8	345,0	7,2
		RB2	378,0	353,4	6,5
		RB3	380,2	362,9	4,6
10	14	RB4	390,3	364,0	6,7
		RB5	390,3	348,3	10,8
		RB6	376,3	337,1	10,4
15	19	RB7	370,2	370,7	-0,1
		RB8	358,4	287,8	19,7
		RB9	297,4	285,6	4,0
20	24	RB10	380,8	275,5	27,7
		RB11	388,1	273,2	29,6
		RB12	383,0	253,1	33,9

Os índices de NTK na entrada do sistema permaneceram constantes, variando entre 297,4 mg/L e 390,3 mg/L, com média de 372,1 mg/L. Os parâmetros de NTK no efluente tratado variaram de 253,1 mg/L a 370,7 mg/L, e média de 321,4 mg/L. A eficiência de remoção considerando os índices de NTK para o efluente bruto e tratado é de 13,6%.

A Figura 5.17 demonstra a evolução do comportamento do NTK bruto e tratado. Ao contrário do que ocorreu na primeira etapa de operação (RA), nesta etapa não se verificou a nitrificação e desnitrificação do efluente. Como não se monitorou o parâmetro de Nitrogênio Amoniacal não há como precisar qual das etapas não aconteceu.

Pode-se verificar que a maior remoção ocorreu nos ciclos com 20 horas de aeração, conforme apresenta as Figuras 5.18 e 5.19. Considerando a melhora na eficiência nos últimos ciclos de operação, além do maior tempo de aeração, pode-se considerar a melhor adaptação da biomassa as características do efluente a ser tratado.

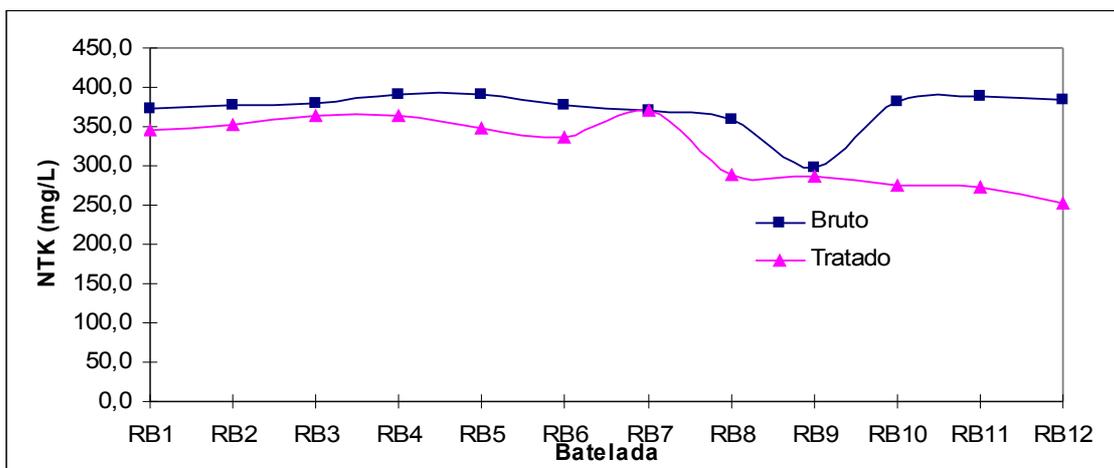


Figura 5.17 – Evolução do NTK durante os ciclos de operação.

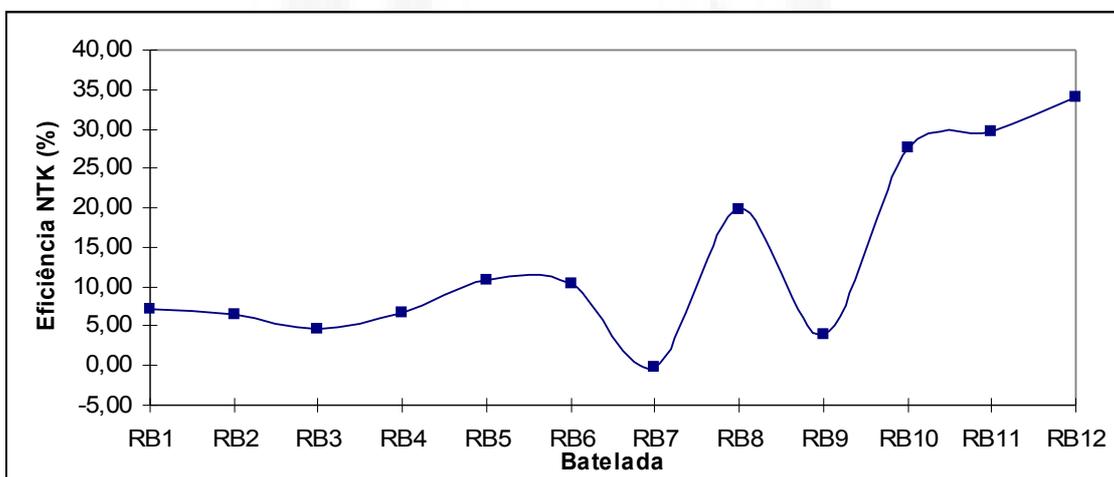


Figura 5.18 – Avaliação da Eficiência de Remoção de NTK.

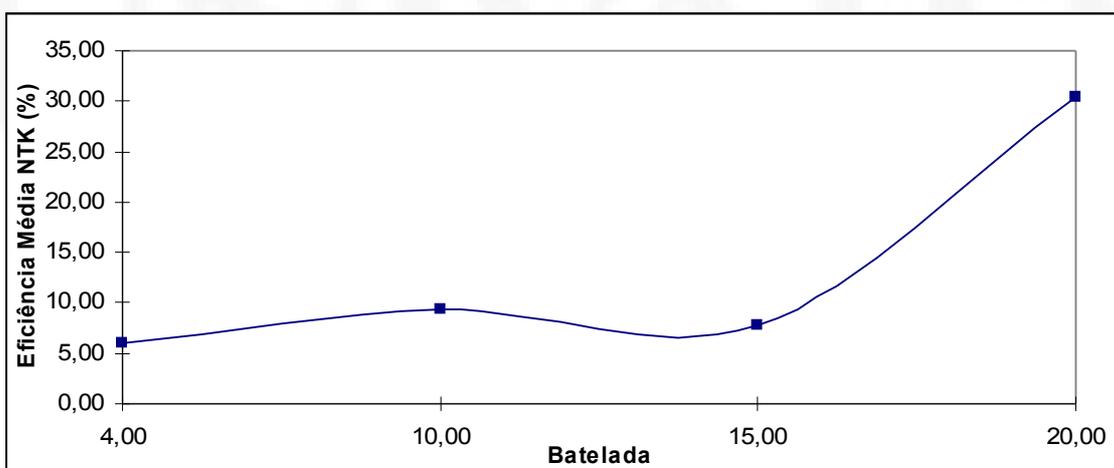


Figura 5.19 – Eficiência Média para cada tempo de aeração.

Outro fator que pode ter interferido na remoção dos nutrientes é do lodo inoculado no reator, que por suas características biológicas e químicas, pode ter inibido a nitrificação ou a desnitrificação (VON SPERLING, 2002b). Caso a nitrificação ocorra por processo biológico, com a remoção da amônia, se a desnitrificação não for favorecida, não haverá remoção de NTK. Ou seja, a nitrificação pode ter ocorrido, mas pela inibição da desnitrificação, este fato não se converteu em redução de NTK. O processo de nitrificação também pode ter sido inibido pela presença de bactérias inibidoras no lodo inoculado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Avaliando as eficiências de remoção desta segunda etapa de operação (RB), e também os dados obtidos na primeira etapa (RA), nota-se que o RSB em estudo apresenta uma gama de possibilidades para estudos futuros, pela suas alternativas e possibilidades, tanto para acompanhar a remoção biológica de nutrientes como a ação do *stripping* da amônia na remoção de NTK.

### 5.3.3 Remoção de COT

Os resultados do acompanhamento do parâmetro de Carbono Orgânico Total (COT) no efluente bruto e tratado do Reator Sequencial em Batelada, na segunda etapa de operação (RB), estão apresentados na Tabela 5.11. O monitoramento deste parâmetro indica a remoção de carga orgânica do efluente.

Analisando os dados apresentados no monitoramento do COT, pode-se verificar que o efluente bruto apresentou índices praticamente constantes, com parâmetros entre 670,7 mg/L e 719,7 mg/L, e média de 690,6 mg/L. O efluente tratado apresentou índices entre 552,0 mg/L e 666,1 mg/L, com média de 616,7 mg/L. A eficiência de remoção considerando a média de COT para o efluente bruto e tratado é de 10,7%.

Tabela 5.11 – Monitoramento dos parâmetros de COT na operação de RB.

Tempo de Aeração (h)	Batelada	COT (mg/L)		
		Bruto	Tratado	Eficiência de Remoção (%)
4	RB1	719,7	646,1	10,2
	RB2	688,7	650,3	5,6
	RB3	674,3	663,9	1,5
10	RB4	670,7	665,7	0,7
	RB5	671,8	666,1	0,8
	RB6	710,0	639,4	9,9
15	RB7	688,2	603,6	12,3
	RB8	681,6	580,4	14,8
	RB9	688,7	572,3	16,9
20	RB10	710,4	564,2	20,6
	RB11	692,9	552,0	20,3
	RB12	711,9	596,8	16,2

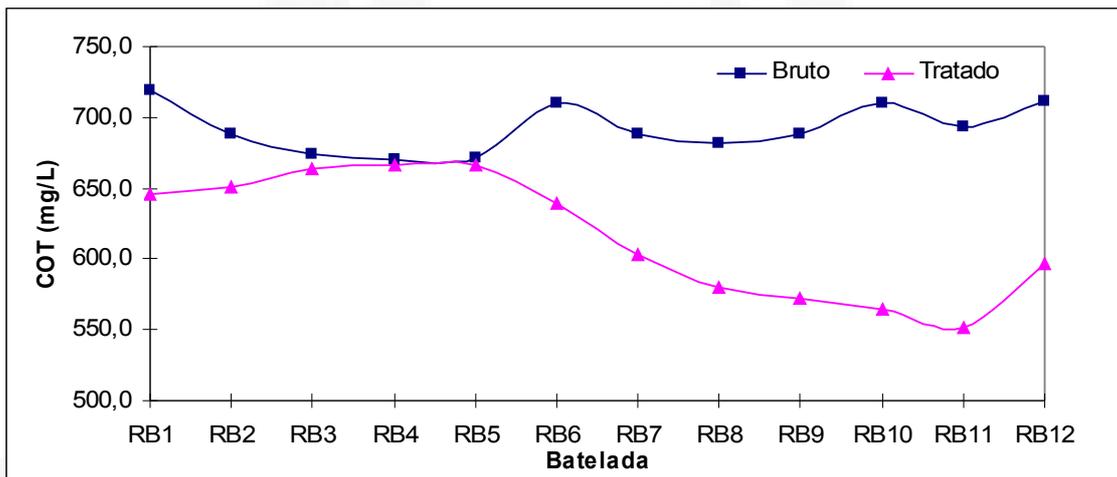


Figura 5.20 – Comportamento do COT durante os ciclos de operação.

A Figura 5.21 apresenta a remoção de COT em cada uma das bateladas, indicando uma variação entre 0,7 e 20,6%, com uma média de remoção 10,8%. Percebe-se que a partir do ciclo RB6, com 10 horas de operação, a eficiência de remoção começa a aumentar, permanecendo ascendente durante os próximos ciclos, com 15 e 20 horas de aeração. Além da influência do tempo de aeração, como comentado anteriormente, pode ocorrer que o lodo inoculado no sistema apresente uma melhor eficiência a partir destes ciclos. A Figura 5.22 evidencia também o aumento da remoção a partir do ciclo de 10 horas. Para o tempo de aeração de 15 horas a eficiência média é de 14,68% e com 20 horas de aeração a eficiência média é 19,03%.

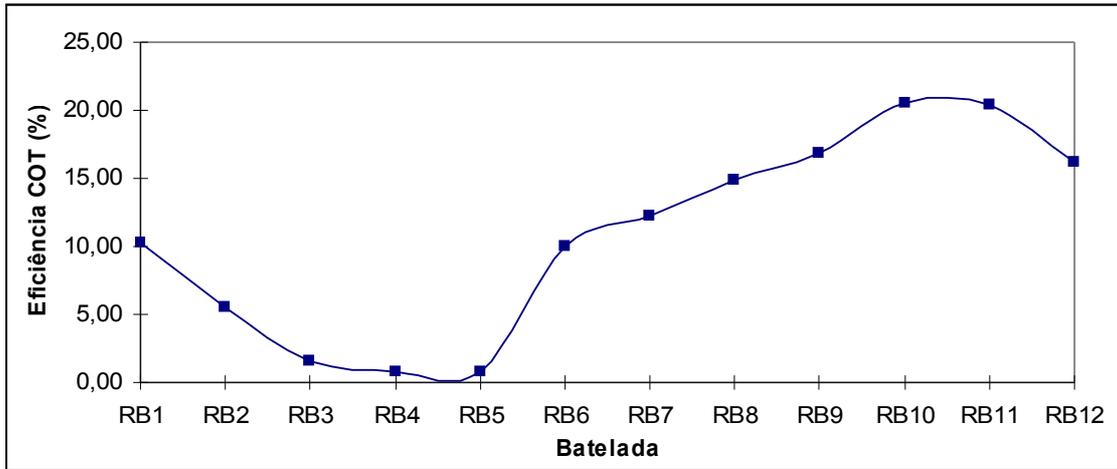


Figura 5.21 – Eficiência de remoção de COT em cada batelada de RB.

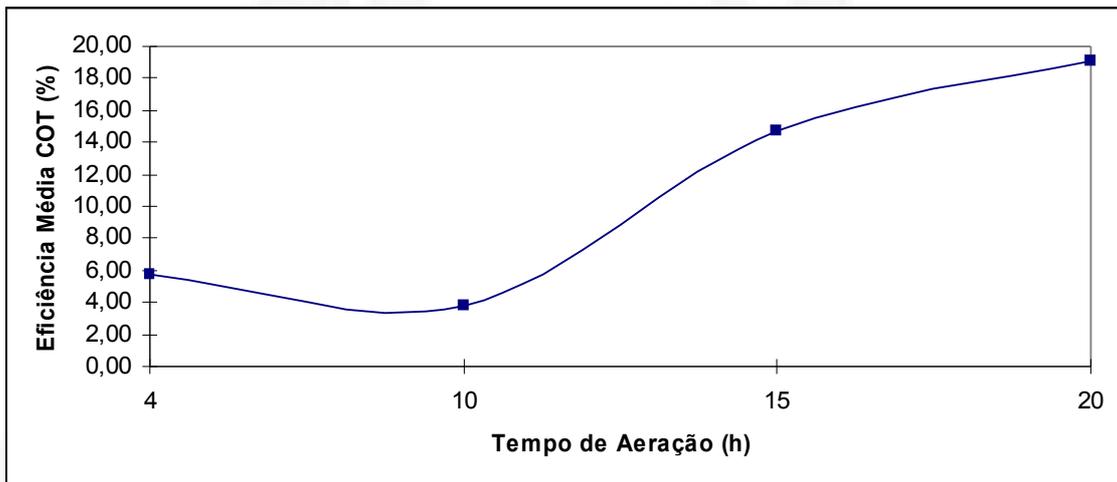


Figura 5.22 – Eficiência média de remoção de COT em relação ao tempo de aeração.

Comparando os resultados para a remoção de COT, com os obtidos para a remoção de DQO, pode-se verificar que a relação COT/DQO, considerando a COT e DQO média encontrada para o efluente bruto, é de 0,39. Quanto menor a relação COT/DQO, menor a quantidade de carbono e, conseqüentemente, menor a biodegradabilidade do efluente. Portanto, a relação encontrada para o efluente bruto testado na operação da segunda etapa do RSB (RB) começa a apresentar características de baixa biodegradabilidade, sendo que o valor para a relação foi de 0,39, menor que 0,4 que indica a estabilidade do chorume.

Portanto, a relação COT/DQO apresenta uma baixa relação, conforme podemos observar a Figura 5.23. Pelo comportamento dos parâmetros nota-se que um independe do outro, visto que apresentam variações distintas. A Figura 5.24 demonstra a evolução da eficiência de remoção para os parâmetros de DQO e COT que também não demonstram tendência no comportamento. Através da Figura 5.25 percebemos que a eficiência de remoção em relação ao tempo de aeração, tanto para COT como para DQO não apresentam tendência no seu comportamento.

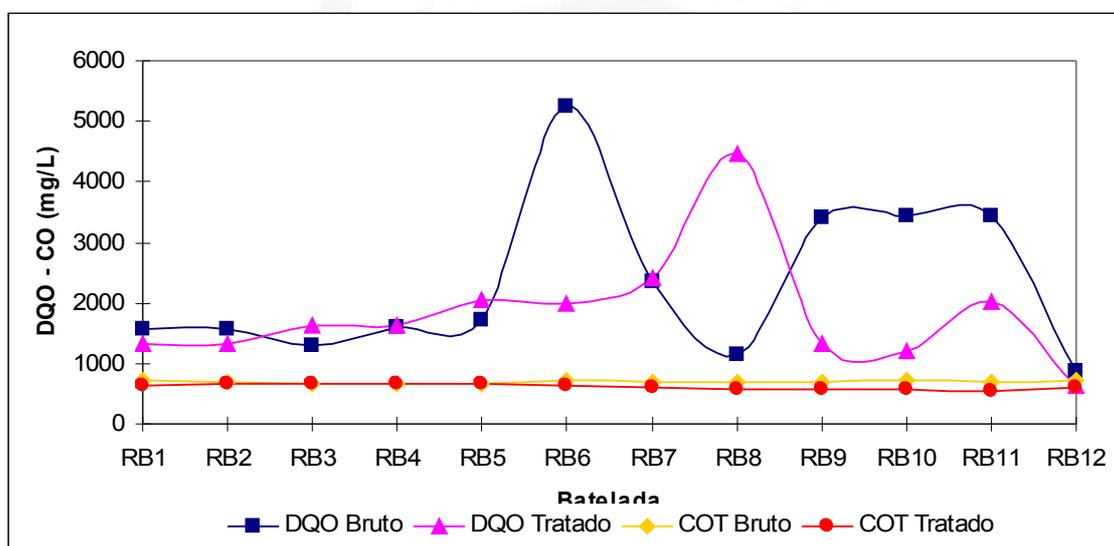


Figura 5.23 – Comparação entre o comportamento da DQO e COT na operação de RB.

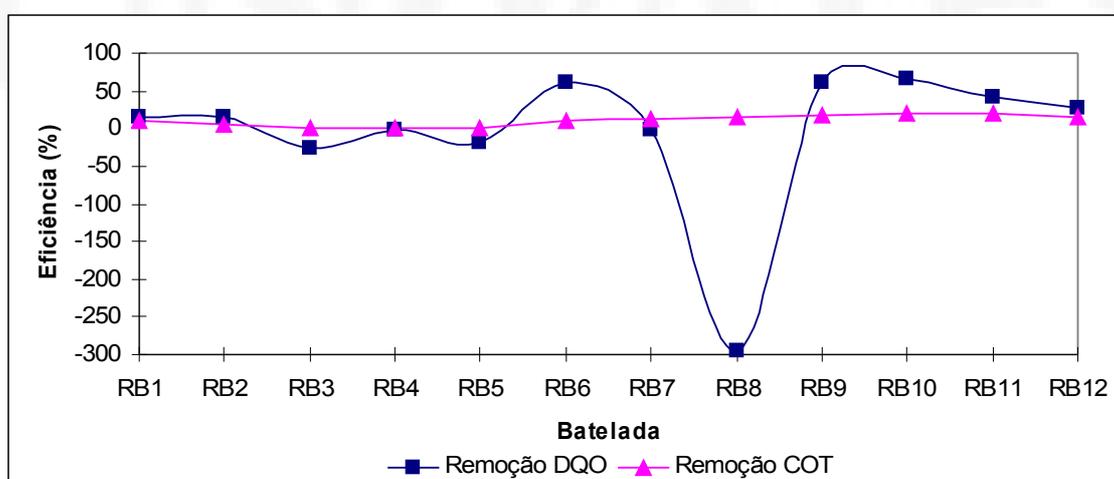


Figura 5.24 – Eficiência de remoção de DQO x COT na operação de RB.

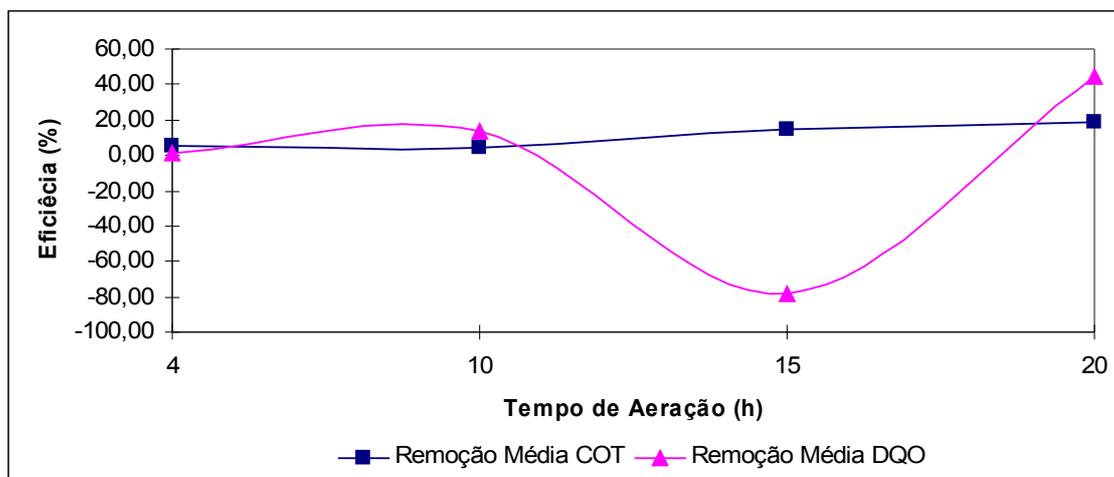


Figura 5.25 – Eficiência média de remoção de DQO x COT em relação ao tempo de aeração na operação de RB.

A falta de relação entre os parâmetros de DQO e COT já foi relatada no item 5.1.2.3, e se aplica a este caso, apesar de nesta etapa de operação o efluente bruto evidenciar uma tendência de baixa biodegradabilidade.

#### 5.3.4 Avaliação dos parâmetros de pH e Condutividade

A Tabela 5.12 apresenta os dados obtidos no monitoramento do pH e Condutividade o efluente bruto e tratado durante a segunda etapa de operação (RB) do RSB. A Figura 5.26 apresenta a evolução dos parâmetros de pH e Condutividade no efluente bruto e tratado avaliados durante a segunda etapa de operação do RSB.

Os valores de pH do efluente bruto variaram entre 8,08 e 8,23, com média de 8,17, indicando a fase metanogênica de degradação dos resíduos do aterro sanitário. Após o tratamento o pH apresentou elevação em todas as bateladas, variando entre 8,83 e 9,21, com média de 8,98 (KJELDESN et al., 2002).

Tabela 5.12 – Comportamento do pH e Condutividade na operação de RB.

Tempo de Aeração (h)	Batelada	pH		Condutividade (mS/cm)	
		Bruto	Tratado	Bruto	Tratado
4	RB1	8,195	8,834	7,369	6,544
	RB2	8,201	8,839	7,269	6,563
	RB3	8,198	8,854	7,187	6,603
10	RB4	8,191	8,778	7,196	6,871
	RB5	8,198	8,927	7,369	6,361
	RB6	8,235	9,010	7,128	6,252
15	RB7	8,210	9,208	7,228	6,091
	RB8	8,092	9,193	7,287	6,054
	RB9	8,097	9,110	7,282	6,146
20	RB10	8,082	8,975	7,326	6,057
	RB11	8,147	9,081	7,274	6,228
	RB12	8,160	8,950	7,402	6,233

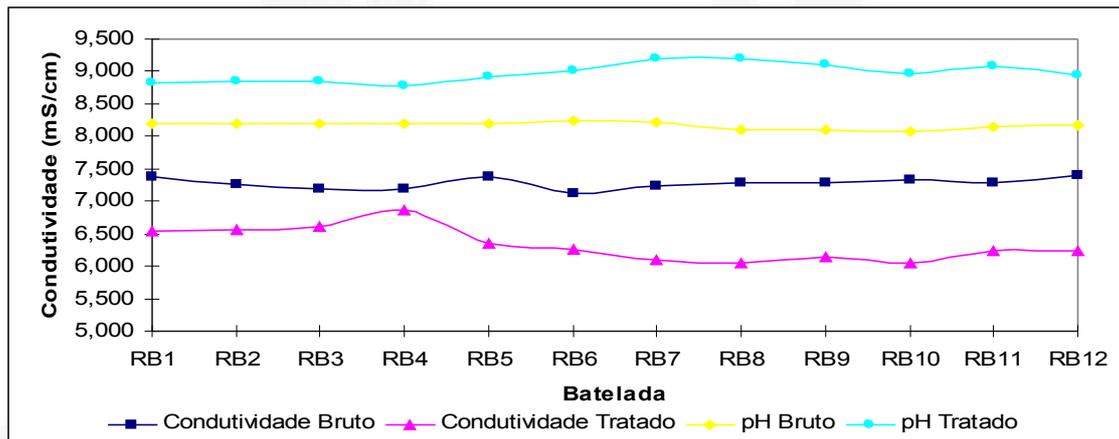


Figura 5.26 – Comportamento do pH e Condutividade na operação do RB.

Os índices de condutividade elétrica variaram entre 7,13 e 7,40 mS/cm no efluente bruto, com média de 7,73 mS/cm, e após a operação do RSB apresentaram redução da condutividade em todos os ciclos, variando entre 6,05 e 6,87 mS/cm, com média de 6,33 mS/cm. As reduções dos valores de condutividade devem-se as precipitações químicas de sais orgânicos e inorgânicos (EDUARDO, 2007).

A Figura 5.27 apresenta o comportamento dos valores médios de pH e da condutividade em relação aos tempos de operação. Pode-se notar a total dependência dos parâmetros, visto que eles apresentam um comportamento

uniforme, ou seja, quando um dos parâmetros sobe, o outro decresce, reciprocamente.

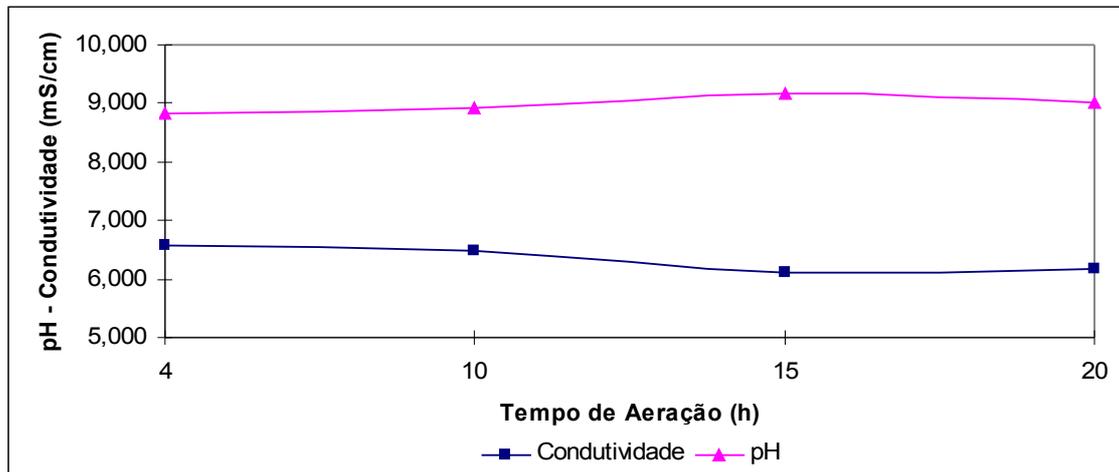


Figura 5.27 – Comportamento do pH e Condutividade em relação aos tempos de aeração.

Segundo Lenninger et al. (1993), o pH tem importância fundamental nos sistemas de lodos ativados, pela influência direta na nitrificação, pois as bactérias heterotróficas apresentam o ponto ótimo de remoção com pH entre 7,2 e 7,4. Von Sperling (2002b) sugere índices de pH entre 7,2 e 8,0 para que ocorra a nitrificação e valores entre 6,0 e 8,0 para que ocorra a desnitrificação. Em pH fora deste limite, podem ocorrer desequilíbrios e predominância de bactérias que apresentam baixas taxas de formação de lodo. A alcalinidade, ligada diretamente ao pH, também tem papel fundamental, pois em altas concentrações, pode inibir a distribuição de microrganismos responsáveis pela nitrificação e influenciar na sedimentação do lodo (VON SPERLING, 2002b).

Analisando os dados apresentados podemos perceber que com os valores de pH encontrados no efluente bruto e tratado, não favorecem a remoção biológica, porém, para uma melhor conclusão, em trabalhos futuros seria importante monitorar os parâmetros de pH e Condutividade on-line, buscando informações do comportamento destes parâmetros durante a operação do reator.

Em estudo realizado por Souto (2009), que avaliou o *stripping* da amônia, onde constatou que a condutividade reduz ao longo de cada batelada, acompanhando a remoção de nitrogênio amoniacal, sugere que as medidas de condutividade, que devido ao fato de estar diretamente ligadas a concentração total de íons, seja utilizada como uma estimativa de nitrogênio amoniacal, possibilitando um controle em tempo real do processo.

### 5.3.5 Correlações entre pH, Condutividade e as remoções de DQO, NTK e COT

Na Tabela 5.13 são apresentados os dados de pH e condutividade obtidos no monitoramento da segunda etapa de operação (RB) do RSB, e relacionadas as remoções de DQO, NTK e COT para cada uma das bateladas. Na Tabela 5.14 são apresentados os resultados dos testes de Correlação Linear de Pearson, aplicados com a intenção de verificar a relação entre os parâmetros. Para isto, utilizou-se o software Microsoft Office Excel 2003.

Tabela 5.13 – Parâmetros de pH e Condutividade em relação a remoção de DQO, NTK e COT na operação de RB.

Batelada	pH		Condutividade		Remoção DQO	Remoção NTK	Remoção COT
	Bruto	Tratado	Bruto	Tratado			
RB1	8,195	8,834	7,369	6,544	16,0	7,2	10,2
RB2	8,201	8,839	7,269	6,563	14,9	6,5	5,6
RB3	8,198	8,854	7,187	6,603	-27,3	4,5	1,5
RB4	8,191	8,778	7,196	6,871	-2,1	6,7	0,7
RB5	8,198	8,927	7,369	6,361	-19,4	10,8	0,8
RB6	8,235	9,010	7,128	6,252	61,9	10,4	9,9
RB7	8,210	9,208	7,228	6,091	-2,1	-0,1	12,3
RB8	8,092	9,193	7,287	6,054	-294,1	19,7	14,8
RB9	8,097	9,110	7,282	6,146	61,0	4,0	16,9
RB10	8,082	8,975	7,326	6,057	22,3	27,6	20,6
RB11	8,147	9,081	7,274	6,228	40,8	29,6	20,3
RB12	8,160	8,950	7,402	6,233	28,3	33,9	16,2

Tabela 5.14 – Correlações entre pH, Condutividade, remoção de DQO, NTK e COT na operação de RB.

<b>Correlações</b>	<b>Coefficiente de Correlação Linear de Pearson</b>
Correlação pH Tratado x Alcalinidade Tratada	-0,87
Correlação pH Tratado x Remoção DQO	-0,33
Correlação pH Tratado x Remoção NTK	0,13
Correlação pH Tratado x Remoção COT	0,63
Correlação Alcalinidade Tratada x Remoção DQO	0,19
Correlação Alcalinidade Tratada x Remoção DQO	-0,40
Correlação Alcalinidade Tratada x Remoção DQO	-0,79
Correlação Remoção DQO x Remoção NTK	-0,08
Correlação Remoção DQO x Remoção COT	0,04
Correlação Remoção COT x Remoção NTK	0,62

Os parâmetros de pH e condutividade do efluente tratado apresentaram coeficiente de correlação de -0,87, ou seja, uma associação fortemente negativa com associação de 87%, indicando que quando uma variável aumenta a outra diminui.

Foram realizados testes para a relação do pH tratado com as remoções de DQO, NTK e COT. A única das relações que apresentou grau de correlação positivo moderado foi entre pH e COT, com 63% de associação.

Para a condutividade também aplicou-se os testes para verificar a relação com as remoções de DQO, NTK e COT. A relação entre condutividade e COT apresentou grau de correlação negativo moderado, com associação entre 79% das variáveis.

Os coeficientes de correlação encontrados para os parâmetros DQO x NTK, DQO x COT e COT x NTK foram, respectivamente, -0,08, 0,04 e 0,62. Para as relações entre DQO-NTK e DQO-COT não apresentaram bons graus de correlação. A relação entre COT e NTK apresentou associação de 62%, com uma relação moderada entre as variáveis.

A Figura 5.28 apresenta o comportamento das variáveis pH e condutividade em relação as remoções de NTK e COT. A remoção de DQO foi desconsiderada visto a grande variabilidade apresentada pelos resultados.

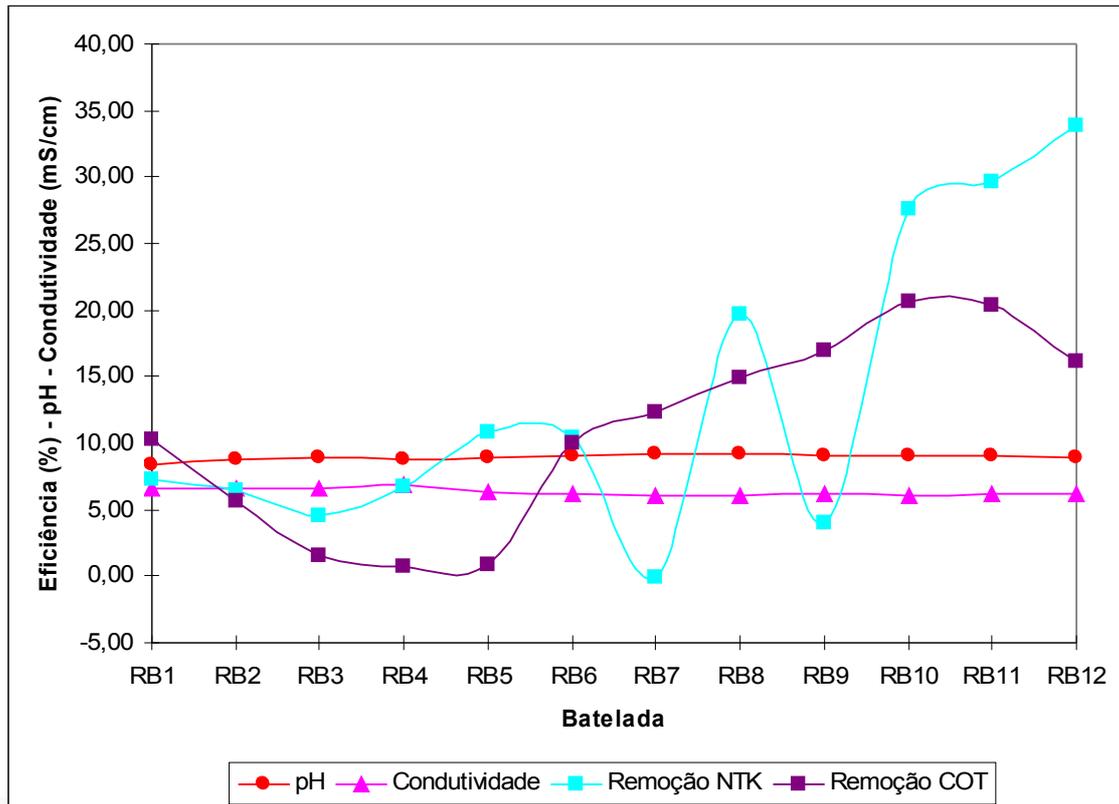


Figura 5.28 – Comportamento do pH, condutividade e as remoções de NTK e COT na operação do RB.

Analisando os resultados e as figuras apresentadas, percebe-se que as correlações para a segunda etapa de operação ficaram abaixo das encontradas na primeira etapa da pesquisa. Parâmetros que apresentaram certa relação na primeira etapa, na segunda alteraram completamente o comportamento, apresentando índices de relação moderados a fracos. A falta de correlação entre os parâmetros talvez explique as baixas eficiências de remoção encontradas nesta etapa.

## 6 CONCLUSÃO E SUGESTÕES

Com base nos resultados do estudo experimental desenvolvido, a metodologia adotada e os parâmetros monitorados, pode-se concluir que:

a) O RSB desenvolvido apresentou facilidade operacional, e representa as condições de reator sequencial em batelada em lodo ativado. O sistema de controle instalado facilitou o experimento, porém poderia-se considerar a instalação de monitoramentos online de pH e condutividade e também de um misturador com a intenção de proporcionar condições anóxicas para favorecer a remoção de nutrientes;

b) A primeira etapa de operação (RA) apresentou boa eficiência de remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl, com eficiências médias acima dos 90%, para os tempos de aeração de 10h, 15h e 20h. Quanto a remoção de carga orgânica, representada pela DQO, apresentou baixas eficiências, que com o aumento gradativo a medida que os tempos de aeração aumentavam, chegando a aproximadamente 40% com tempo de aeração de 20 horas em um dos ciclos, com uma média de remoção de 20%. As remoções de Carbono Total apresentaram boa eficiência na remoção do Carbono Inorgânico, que provavelmente foi decantado no reator e retirado com o lodo de excesso, e baixas remoções relativas ao Carbono Orgânico Total, indicando que a degradação da matéria-orgânica não foi efetiva. Nesta etapa de operação toda

a formação e aclimação do lodo, bem como os três primeiros ciclos, ocorreu com efluente retirado do fundo da lagoa anaeróbica, que pode ter carregado material inorgânico depositado pela degradação anaeróbica, e inibido a degradação do material orgânico degradável. Como sugestão pode-se realizar novamente o experimento, realizando a formação e aclimação com o efluente retirado da camada sobrenadante da lagoa anaeróbica. Também seria importante o monitoramento de parâmetros como pH, condutividade, nitrogênio amoniacal, nitratos e nitritos, e também monitorar o perfil temporal de remoção do nitrogênio para verificar o comportamento da remoção e determinar o tempo ideal de aeração para uma efetiva remoção.

c) A segunda etapa de remoção (RB) apresentou baixas remoções de NTK, DQO e COT, apresentando eficiências abaixo dos 50%. Todos os parâmetros apresentaram elevação da eficiência de remoção com o aumento do tempo de aeração, porém as remoções foram baixas. Quanto a remoção de NTK a melhor eficiência foi obtida com tempo de aeração de 20 horas, com eficiência média de aproximadamente 30%. A DQO apresentou remoção média de 40% com tempo de aeração, com pico de 65% em um dos ciclos. Além da influência do tempo de aeração, pode ocorrer que com o passar dos ciclos, o lodo foi se aclimatando ao efluente bruto, elevando a eficiência de remoção. As remoções de CT também apresentaram índices baixos, com remoções mais significativas de carbono inorgânico, como ocorreu na primeira etapa de operação. Como sugestão, poderia ser avaliado este lodo, com um período de aclimação maior, e diluições menores, aumentando-se gradativamente até atingir a diluição completa, para uma melhor adaptação do lodo aos efluentes a serem tratados.

Por fim, o RSB em escala piloto instalado junto ao Aterro Sanitário de Lajeado/RS, apresentou-se como uma grande iniciativa para futuros trabalhos, no sentido de desenvolver estratégias e procedimentos de operação para uma efetiva remoção de carga orgânica e nutrientes dos lixiviados produzidos na decomposição dos resíduos sólidos depositados no aterro. O RSB mostrou alta eficiência de

remoção de nitrogênio operando com lodo produzido no próprio reator, e o comportamento e a forma de remoção apresenta-se como um tema interessante para futuros trabalhos.

Concluindo, o RSB apresentou-se como uma alternativa para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, porém, pelos dados apresentados neste experimento, devem ser estudadas formas de operação que favoreçam a remoção de matéria orgânica e nutrientes dos lixiviados.

## REFERÊNCIAS

ANDRIOTTI, José. L. S. *Correlação e Regressões Lineares*. In: \_\_\_\_\_. Fundamentos de Estatística e Geoestatística. São Leopoldo: Ed. Unisinos, 2003. p. 68-80.

BRASIL. *Resolução nº. 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Diário Oficial da União, 2005.

BRITES, E.C.F. *Operação de reator em bateladas sequenciais visando a nitrificação de lixiviado de aterro novo: avaliação em escala de bancada*. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Tecnologia. UNB, Brasília, 2008.

CASAGRANDE, E. *Avaliação da Eficiência de Rochas de Arenito como Meio Filtrante em Filtros Anaeróbios para Tratamento de Chorume*. Dissertação de Mestrado (Ciências Ambientais). UESC. Criciúma, 2006.

CHERNICHARO, C.A. de L. *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, UFMG, 1997.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON G. *Biochemistry of landfill leachate plumes*. Applied Geochemistry. V.16, p. 659-718, 2001.

CONTRERA, R. C. *Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas sequenciais*. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 2008.

DE SOUZA, A.A.R., SOARES, A.F., GOMES, L.P., MONTEGGIA, L.O., MIRANDA, L.A.S. *Avaliação do Desempenho de Reator Sequencial em Batelada (RSB), Tratando Mistura de Esgoto Doméstico e Lixiviado de Aterro Sanitário Pré-Tratado em Lagoas de Estabilização*. VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre 2010.

EDUARDO, Janaina. *Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho*. Dissertação de Mestrado. UERJ, Rio de Janeiro, 2007.

EHRIG, H.J.; *Cantidad y Contenidos de Lixiviados de Rellenos de Desechos Domésticos*. In: Proyecto CEPIS/GTZ Fortalecimiento Técnico de CEPIS, San José, Costa Rica, 1992.

FERRAZ, F.M. *Recuperação da amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 2010.

FILHO, L.F. de B.; *Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado (Engenharia Civil). COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2005.

FREIRE, S.R.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L.; DURAN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. *Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas*. Química Nova. V.23, p. 504-511, 2000.

GOMES, T.L. *Avaliação Quali-Quantitativa do Percolado Gerado no Aterro Controlado de Santa Maria – RS*. Dissertação de Mestrado. UFSM. Santa Maria, 2005.

IAMAMOTO, C.Y. *Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operando em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente*. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2006.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (PNSB)*. <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>> (acessado em 23/Nov./2010).

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 (PNSB)*. <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf)> (acessado em 23/Nov./2010).

IPT– Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 2ª ed. São Paulo, 2000.

IWPC, Institute of Water Pollution Control. Unit processes activade sludge. Maidstone, IWPC., 137p., Kent, 1987.

JARAMILLO, J. Guía para el Diseño, Construcción y Operación de Rellenos Sanitarios Manuales. Washington, D.C., 1991.

JORDÃO, E.P., PESSOA, C.A., *Tratamento de esgotos domésticos*. 3ª Ed. - ABES, Rio de Janeiro, 1995.

JUCÁ, J.F.T. *Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil*. Anais: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, Porto Alegre, 2003.

JUNKES, M.B. *Procedimentos para Aproveitamento de Resíduos Sólidos Urbanos em Municípios de Pequeno Porte*. Dissertação de Mestrado (Engenharia de Produção) UFSC, Florianópolis, 2002.

KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G.; DURAN, N. Novas tendências para o tratamento de efluentes têxteis. *Química Nova*. V. 25, n. 1, p. 78-82, 2002.

LAITINEN, N.; LUONSI, A., VILEN, J. *Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor*. *Desalination*, n. 191, p. 86-91, 2006.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. *Geração e Características do Lixiviado*. In: GOMES, L.P. (org.) PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LEHNINGER, A. L.; NELSON, D. L.; COX, M. M. *Principles of Biochemistry: with an extended discussion of oxygen-binding proteins*. New York: Work Publishers, 1993.

LINS, M.C.M. *Avaliação Microbiológica e Fitotóxica do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE*. Dissertação de Mestrado. UFPE, Recife, 2005.

LINS, E.A.M.; JUCÁ, J.F.T.; *A Utilização de Métodos Empíricos para a Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca*. Anais 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville – SC, 2003.

LOUKIDOU, M. e ZOUBOULIS, A., *Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment*. Environmental Pollution 111, pp. 273-281, Elsevier Science Ltda, 2001.

MAAS, G.C.B.; DAMINELLI, L.C.; MEES, J.B.R.; MAAS, K.D.B.; GUIMARÃES, M.L.F.; *Otimização do Sistema de Tratamento de Efluentes do Aterro Sanitário de Foz do Iguaçu – PR*. Anais: IX Seminário Nacional de Resíduos Sólidos, Palmas – TO, 2008.

MEIRA, J.C.R.; *Chorume do Aterro Sanitário de Goiânia: Tratamento por Floculação/Coagulação/Degradação Fotoquímica e Custos Operacionais*. Dissertação de Mestrado. UFSC, Florianópolis, 2003.

MENDONÇA, L. C. *Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), UFSCar, São Carlos, 2002.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3ed. New York: McGraw-Hill, 1334 p. 1991.

MORAIS, J.L. *Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário*. Tese de Doutorado em Química, UFPR, Curitiba, 2005.

MORAVIA, W.G. *Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas*. 161 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.

NETO, J. *Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa*. Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 4, pp. 160–167, 1999.

OLIVEIRA, S.M.A.C; PASQUAL, A.; *Monitoramento do Lixiviado de Aterro Sanitário*. Anais: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000.

OLIVEIRA, S.M.A.C., VON SPERLING, M. *Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: Análise de desempenho*. Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), v. 10, n. 4, 2005a.

\_\_\_\_\_. *Avaliação de 166 ETES em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2: influência de fatores de projeto e operação*. Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), v. 10, n. 4, 2005b.

RAMALHO, R.S. *Tratamiento de Aguas Residuales*. 1 ed. Barcelona: Editorial Reverte S.A., 1991.

REICHERT, G.A.; Cotrim, S.L.S.; RODIGHIERI, E. *Geração de Lixiviado em Aterro Sanitário Municipal*. Anais: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cancún, México, 2002.

RIO GRANDE DO SUL (Estado). *Resolução nº. 128. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*. Diário Oficial do Estado, Porto Alegre, RS, 24 de Nov. 2006.

RITA, F. *Desempenho de um Reator UASB em Escala Piloto para o Tratamento Anaeróbio de Líquidos Percolados de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado (Engenharia Química). Florianópolis-SC, 2002.

RODRIGUES, F.S.F. *Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton com pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2005.

RODRIGUES, M. R. M.; *Tratabilidade do Lixiviado Efluente da Lagoa Facultativa no Aterro de Curitiba por Lodos Ativados*. Dissertação de Mestrado, UFPR, Curitiba, 2007.

SACHS, I., *Ecodesenvolvimento: crescer sem destruir*. São Paulo; Vértice, 1986. 207p.

SANTOS, A.; CYBIS, L., GEHLING, G. R.. *Determinação do tempo necessário para oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável em reator seqüencial em batelada (RSB) com enchimento estático*. Eng. Sanitária e Ambiental. [online]. Vol. 11, n.1, pp.83-91, 2006.

SANTOS, A. B.; SANTAELLA, T. S. *Remoção de DQO de águas residuárias de indústria têxtil empregando o processo de lodos ativados em batelada*. Engenharia sanitária e ambiental, v. 7, n. 3, p. 151-157, 2002.

SILVA, A.C., *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade*. Tese M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2002.

SILVA, D.D. *Remoção biológica do nitrogênio pela via curta de lixiviado de aterro sanitário operando um reator em bateladas sequenciais (SBR)*. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

SISINNO, C. L. S. *Estudo Preliminar da Contaminação Ambiental em Área de Influência do Aterro Controlado do Morro do Céu (Niterói – RJ)*. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. 1995.

SISINNO, C.L.S.; MOREIRA, J.C. *Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil*. Caderno de Saúde Pública. Rio de Janeiro, 12(4):515-523, 1996.

SOUTO, G.D.A. B. *Lixiviados de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar “stripping”*. Tese de Doutorado. USP, São Paulo, 2009.

SPAGNI, A. e MARSILI-LIBELLI, S. *Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate*. Bioresource Technology, 100 (2), p. 609-614, 2008.

VAN HAANDEL, A.C. e MARAIS, G. *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado – Teoria e aplicações para projetos e operação*. Epgraf, Campina Grande, 1999.

VON SPERLING, M., *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos ativados*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, vol. 4, 1 ed. 1997.

\_\_\_\_\_. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lagoas de Estabilização*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, vol. 2, 2 ed. 2002.

\_\_\_\_\_. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Princípios Básicos do tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, vol. 2, 7.ed. 2009.

ZANTA, V. M.; MARINHO, M.J.do R.; LANGE, L.C.; PESSIN, N. *Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário*. In: Armando Borges de Castilhos Junior. (Org.). Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na Proteção de corpos d'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros.