

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Departamento de Engenharia Civil

ADAPTAÇÃO DE LODO SANITÁRIO E INDUSTRIAL AO
TRATAMENTO DO VINHOTO

FRANCISCA ADRIANA FERNANDES DE SOUZA

Campina Grande
Data: FEVEREIRO/2011



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
Programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil e Ambiental
Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil

**ADAPTAÇÃO DE LODO SANITÁRIO E INDUSTRIAL AO
TRATAMENTO DO VINHOTO**

15
333.333(3)
39222

Francisca Adriana Fernandes de Souza

**Campina Grande – PB
Fevereiro de 2011**

Francisca Adriana Fernandes de Souza

**ADAPTAÇÃO DE LODO SANITÁRIO E INDUSTRIAL AO
TRATAMENTO DO VINHOTO**

Dissertação apresentada ao curso de mestrado em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), em cumprimento às exigências para obtenção de grau de Mestre.

**Área de Concentração: Engenharia Civil e Ambiental
Sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental**

Orientadores:

Prof^o. Adrianus C. van Haandel – M. Sc. Ph.D.

Prof^a. Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – M. SC. Dra.

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

S729a Souza, Francisca Adriana Fernandes de.
Adaptação de lodo sanitário e industrial ao tratamento do vinhoto /
Francisca Adriana Fernandes de Souza. — Campina Grande, 2011.
96 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) –
Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos
Naturais.

Orientadores: Prof^o. PhD. Adrianus C. van Haandel, Prof^a. Dr^a. Paula
Frassinetti Feitosa Cavalcanti.

Referências.

1. Tratamento de Esgoto Doméstico. 2. Tratamento de Esgoto
Industrial. 3. Digestão anaeróbica. I. Título.

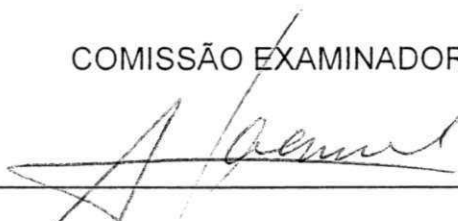
CDU 628.3.033 (043)

Francisca Adriana Fernandes de Souza

ADAPTAÇÃO DE LODO SANITÁRIO E INDUSTRIAL AO
TRATAMENTO DO VINHOTO

Dissertação aprovada em: ___/___/___

COMISSÃO EXAMINADORA



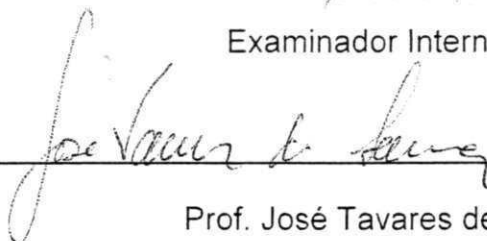
Prof. Adrianus C. van Haandel – MSc, PhD.
Orientador - UFCG



Profª. Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – MSc, Dra.
Orientadora - UFCG



Prof. Rui de Oliveira – PhD.
Examinador Interno – UFCG



Prof. José Tavares de Sousa – Dr.
Examinador Externo - UEPB

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2011

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Essa dissertação de mestrado foi desenvolvida com recursos financeiros da Cetrel S.A. e FINEP como parte de um projeto de pesquisa de valorização de subprodutos da indústria sucroalcooleira conceituado pela Cetrel S.A. Nesta dissertação será abordada a parte deste projeto pertinente ao aproveitamento energético da vinhaça. As informações contidas neste documento são de propriedade intelectual exclusiva da Cetrel S.A. e se constituem em informações de interesse comercial patenteável, representando know how adquirido por esta empresa no desenvolvimento deste projeto desde sua origem como concepção inventiva. Por se tratar de segredo industrial, algumas informações obtidas durante o período do estudo não foram apresentadas integralmente por questões de resguardo da propriedade intelectual da Cetrel S.A. Entretanto, destaca-se que tais informações não interferem na compreensão contextual e técnica da dissertação, bem como não interferem na validade dos resultados e conclusões obtidas neste trabalho. O autor juntamente com seus orientadores desta dissertação estiveram cientes e de acordo com estes termos desde o início dos trabalhos.

*Aos meus pais, Pedro Inácio de Souza e
Maria do Desterro Fernandes de Souza, e a
toda minha família pelo carinho, atenção e
confiança depositada em mim.*

DEDICO

“Amados, amemo-nos uns aos outros, porque o amor procede de Deus; e todo aquele que ama é nascido de Deus e conhece a Deus. Aquele que não ama não conhece a Deus, pois Deus é amor”. (1 João 4:7,8)

SUMÁRIO	
RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	xii
LISTA DE TABELAS.....	xv
LISTA DE FIGURAS.....	xx
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO.....	1
CAPÍTULO 2: REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1 Produção de álcool no Brasil.....	4
2.2 Processo de destilação do álcool.....	5
2.3 Vinhoto: subproduto da destilação do álcool.....	6
2.4 Tratamento anaeróbio do vinhoto.....	8
2.4.1 <i>Digestão anaeróbia</i>	8
2.4.2 <i>Mecanismos da digestão anaeróbia</i>	9
2.4.3 <i>Influência dos fatores ambientais</i>	11
2.4.4 <i>Sistemas anaeróbios</i>	15
2.5 Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB.....	16
2.5.1 <i>Funcionamento</i>	16
2.5.2 <i>Critérios básicos de projeto</i>	17
2.5.3 <i>Avaliação de desempenho</i>	20
2.5.4 <i>Partida e inóculo</i>	21
2.5.5 <i>Adaptação e seleção da biomassa</i>	22
2.6 Caracterização da biomassa em Reatores UASB.....	22

2.7 Desempenho de Reatores UASB tratando vinhoto.....	26
CAPÍTULO 3: MATERIAIS E MÉTODOS.....	
3.1 Introdução.....	28
3.2 Materiais e Métodos.....	28
3.2.1 Descrição dos Reatores.....	28
3.2.2 Inoculação.....	31
3.2.3 Alimentação.....	32
3.2.4 Parâmetros operacionais dos reatores UASB-Y.....	34
3.2.5 Quantificação e produção de lodo.....	34
3.2.6 Coleta e quantificação do gás metano.....	35
3.2.7 Variáveis e Testes analisados.....	36
CAPÍTULO 4: APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS.....	
4.1 Introdução.....	39
4.2 Caracterização do inóculo.....	39
4.3 Avaliação do desempenho.....	39
4.4 Avaliação da estabilidade dos reatores.....	43
4.5 Caracterização e evolução do lodo I.....	45
4.6 Toxicidade de biocidas ao lodo anaeróbio.....	63
CAPÍTULO 5: DISCUSSÃO.....	67
5.1 Introdução.....	67
5.2 Avaliação do desempenho.....	67
5.3. Avaliação da estabilidade dos reatores.....	69
5.4 Caracterização e evolução do lodo.....	71
5.5 . Toxicidade de biocidas ao lodo anaeróbio.....	76

CAPÍTULO 6: CONCLUSÕES.....	77
REFERÊNCIAS.....	79
APÊNDICES.....	
Apêndice A - Metodologia da Atividade Metanogênica Específica - AME	83
Apêndice B - Metodologia do teste de Sedimentabilidade do lodo	86
Apêndice C - Metodologia do teste de Granulometria do lodo	89
Apêndice D - Metodologia do teste de Toxicidade	93

RESUMO

Neste trabalho foi avaliado o desempenho de reatores UASB (up flow anaerobic sludge blanket) inoculados com dois diferentes tipos de lodo anaeróbio tratando vinhoto. Utilizou-se lodo industrial que tratava efluentes de cervejaria, e lodo sanitário, que tratava esgoto. Foram operados e monitorados 4 reatores UASB (R1, R2, R3 e R4) em duas fases (I e II) com diferentes regimes operacionais. Na Fase I foi utilizado lodo industrial como inóculo, e os reatores foram operados com velocidades ascendentes na faixa de 0,4 a 2 m/h. Os reatores foram operados por um período de 101 dias. No final do período de operação a carga orgânica específica de DQO atingida foi na faixa de 12 a 18 kg/m³/dia. Na Fase II, os quatro reatores foram reinoculados com uma mistura de lodo sanitário com diferentes proporções de lodo industrial. O reator R4, inoculado apenas com lodo sanitário funcionou como reator de referência. Nessa fase, os quatro reatores foram operados com a mesma velocidade ascendente. Os reatores foram operados durante 98 dias, quando atingiu carga orgânica específica de DQO na faixa de 12 kg/m³/dia. No final das duas fases, os lodos contidos nos reatores estavam adaptados ao vinhoto, apresentando atividade metanogênica específica (AME) entre na faixa de 0,2 a 0,8 gDQO.gSV⁻¹.dia⁻¹, com propriedades de boa a excelente sedimentabilidade e granulado. Testes de toxicidade mostraram ser, o lodo anaeróbio, sensível aos biocidas utilizados em destilarias de álcool.

ABSTRACT

In this thesis the performance of UASB (up flow anaerobic sludge blanket) was evaluated for the treatment of vinasse after inoculation with different types of sludge. Sludge from a reactor treating brewery was used combined with sludge from anaerobic sewage treatment. Four UASB reactors (R1, R2, R3 e R4) were operated during two phases of experimental work (I e II) with different operational conditions. In phase I industrial sludge was used as inoculum and the reactors were operated with upflow velocities in the range of 0,4 to 2 m/h for a period of 101 days. At the end of the operating period the attained volumetric organic load was in the range of 12 to 18 $\text{kg/m}^3/\text{dia}$. In phase II, the four reactors were reinoculated with mixtures sanitary sludge with different proportions of industrial sludge. Reactor R4, inoculated with only sanitary sludge was the reference reactor. During this phase the four reactors were operated with the same upflow velocity. The reactors were operated for 98 days, when a specific volumetric load in the range of 12 $\text{kg/m}^3/\text{dia}$ was attained. At the end of the two phases the sludge in the reactors were adapted to vinasse and had a specific methanogenic activity (SMA) of 0,2 a 0,8 $\text{gDQO.gSV}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, with sedimentation properties ranging from good to excellent. Toxicity tests showed that the anaerobic sludge was sensitive to the biocides used at alcohol distilleries.

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A	- área
AB	- alcalinidade de bicarbonato
AF	- afluente
AGV	- ácidos graxos voláteis
AME	- atividade metanogênica específica
APHA	- american public health association
ARDE	- afluente recirculado (vinhoto diluído com efluente)
ARDA	- afluente recirculado (vinhoto diluído com água)
AT	- alcalinidade total
C	- concentração de sólidos
CAPES	- coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior
CaO	- óxido de cálcio
Ca(OH) ₂	- hidróxido de cálcio
C _a	- Carga afluente
CB	- carga biológica
C _e	- Carga efluente
CH ₄	- gás metano
CM	- carga média de DQO _{removida}
CO	- carga orgânica
CO ₂	- gás carbônico
CO ₃	- carbonato
COV	- carga orgânica volumétrica
C _R	- carga removida
CU	- coeficiente de uniformidade
DP	- desvio padrão
DQO	- demanda química de oxigênio
E	- eficiência de remoção
EF	- efluente
H ₂	- gás hidrogênio
HAc	- ácido acético
HCO ₃	- bicarbonato
H ₂ S	- gás sulfídrico

H	- altura
LI	- lodo industrial
LS	- lodo sanitário
M	- massa de lodo inoculada
MD	- diária: média no período
m_{total}	- massa total de lodo produzida
m_{lodo}	- massa de lodo produzida
$m_{inóculo}$	- massa de lodo inóculo
$m_{lodo\ expulso}$	- massa de lodo expulsa
Máx	- máximo
$M_{DQO_{removida}}$	- média de $DQO_{removida}$ no período
Mín	- mínimo
N	- nitrogênio
N°	- número de amostragem
NaOH	- hidróxido de sódio
$NaHCO_3$	- bicarbonato de sódio
ND	- não determinado
NH_4HCO_3	- bicarbonato de amônio
NH_3	- gás amônia
P	- fósforo
PD_{reator}	- produção diária por metro cúbico de reator
pH	- potencial hidrogeniônico
ppm	- parte por milhão
PROSAB	- programa de saneamento básico
PVC	- policloreto de vinila
Q	- vazão
R1	- reator 1
R2	- reator 2
R3	- reator 3
R4	- reator 4
S	- concentração de substrato afluente
S_e	- concentração efluente
SO_4	- sulfato
ST	- sólidos totais

SVT	- sólidos voláteis totais
t	- tempo de operação
TDH	- tempo de detenção hidráulica
TP	- total no período
UASB	- upflow anaerobic sludge blanket
V	- volume de lodo inoculado
v	- velocidade de sedimentação zonal
V_{asc}	- velocidade ascendente
V_e	- volume efluente
V_{reator}	- volume do reator
V_s	- volume do substrato
VSZ	- velocidade de sedimentação em zona
K, V_0	- constantes de sedimentabilidade
Xt	- concentração de lodo

LISTA DE TABELAS	
CAPÍTULO 2 - REVISÃO DE LITERATURA	
Tabela 2.1 Características do vinhoto resultante de mostos de melação, de caldo de cana e de mostos mistos.....	8
Tabela 2.2 Valores das constantes para diferentes características de sedimentabilidade e concentração máxima para uma velocidade ascendente do líquido de 1 m/h.....	25
Tabela 2.3 Características do lodo granulado e suas funções nos sistemas UASB.....	25
CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS	
Tabela 3.1 Configuração dos Reatores UASB-Y.....	29
Tabela 3.2 Caracterização do lodo inóculo nas duas Fases da pesquisa....	31
Tabela 3.3 Alimentação com vinhoto nas Fases I e II.....	32
Tabela 3.4 Parâmetros físico-químicos analisados no monitoramento dos reatores UASB-Y e seus respectivos métodos analíticos.....	37
CAPÍTULO 4 - APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	
Tabela 4.1 Massa (g) de lodo contida nos reatores no período compreendido entre duas avaliações subsequentes.	46
Tabela 4.2 Massa de lodo expulso (g) no período compreendido entre duas avaliações subsequentes.....	46
Tabela 4.3 Massa de lodo produzido (g) no período compreendido entre duas avaliações subsequentes.....	46
Tabela 4.4 Massa (g) de lodo produzida no total do período (TP), por dia: média no período, (MD), por g de DQO removida: média DQO removida no período ($M_{DQOremovida}$), média diária por metro cúbico de reator (PD_{reator}). A carga média (CM) de DQO removida no período também está indicada.....	47
Tabela 4.5 Massa de lodo inoculada e quantificada nos reatores ao longo da operação da Fase II.....	47
Tabela 4.6(a) Evolução da atividade metanogênica específica ($gDQO.gSTV^{-1}.dia^{-1}$) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase I, tendo-se sacarose como substrato.....	48

Tabela 4.6(b) Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV ⁻¹ .dia ⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase I, tendo-se <i>acetato</i> como substrato	48
Tabela 4.6(c). Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV ⁻¹ .dia ⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase I, tendo-se <i>vinhoto</i> como substrato	48
Tabela 4.7(a) Evolução da atividade metanogênica específica (g DQO.gSTV ⁻¹ .dia ⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase II, tendo-se <i>sacarose</i> como substrato..	49
Tabela 4.7(b) Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV ⁻¹ .dia ⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase II, tendo-se <i>acetato</i> como substrato	49
Tabela 4.7(c) Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV ⁻¹ .dia ⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase II, tendo-se <i>vinhoto</i> como substrato	49
Tabela 4.8 Resultados do teste de sedimentabilidade com os lodos dos reatores UASB R1, R2, R3 e R4, inoculados com o lodo industrial, alimentados com <i>vinhoto</i> e após 101 dias de operação.....	51
Tabela 4.9 Valores experimentais das constantes de sedimentabilidade dos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase I.....	52
Tabela 4.10 Velocidade estorvada (ou velocidade limite do fluxo - velocidade ascendente) para concentrações de 10 a 90 g/l e para os reatores R1, R2, R3 e R4.....	53
Tabela 4.11 Resultados do teste de sedimentabilidade com os lodos dos reatores UASB R1, R2, R3 e R4, inoculados com lodo sanitário e industrial, alimentados com <i>vinhoto</i> e após 94 dias de operação	54
Tabela 4.12 Valores experimentais das constantes de sedimentabilidade dos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase II.....	55
Tabela 4.13 Velocidade estorvada (ou velocidade limite do fluxo - velocidade ascendente) para concentrações de 15 a 85 g/l e para os reatores R1, R2, R3 e R4.....	56
Tabela 4.14(a) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R1, onde se especificam os diâmetros das peneiras utilizadas e a fração de lodo acumulada que passou por cada peneira (coluna 6).....	57
Tabela 4.14(b) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R2, onde se especificam os diâmetro das peneiras utilizadas e a fração de lodo acumulada	

que passou por cada peneira (coluna 6).....	57
Tabela 4.14(c) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R3, onde se especificam os diâmetros das peneiras utilizadas e a fração de lodo acumulada que passou por cada peneira (coluna 6).....	57
Tabela 4.14(d) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R4, onde se especificam os diâmetros das peneiras utilizadas e a fração de lodo acumulada que passou por cada peneira (coluna 6).....	58
Tabela 4.15 Valores do diâmetro médio (retém 50% dos grânulos), dos diâmetros que deixam passar 16% e 84% dos grãos do Coeficiente de Uniformidade dos cinco lodos analisados.....	59
Tabela 4.16(a). Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R1, onde se especificam os diâmetros das peneiras e a fração de lodo acumulada em cada peneira (coluna 6).....)	60
Tabela 4.16(b) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R2, onde se especificam os diâmetros das peneiras e a fração de lodo acumulada em cada peneira (coluna 6).....)	60
Tabela 4.16(c). Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R3, onde se especificam os diâmetros das peneiras e a fração de lodo acumulada em cada peneira (coluna 6)...	61
Tabela 4.16(d) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R4, onde se especificam os diâmetros das peneiras e a fração de lodo acumulada em cada peneira (coluna 6)	61
Tabela 4.17 Valores do diâmetro médio (retém 50% dos grânulos), dos diâmetros que deixam passar 16% e 84% dos grãos do Coeficiente de Uniformidade dos quatro lodos analisados durante a Fase II.....	63
Tabela 4.18 Resultados do teste da AME do lodo anaeróbio para avaliar a toxicidade dos biocidas Bio-I e Bio-s.....	63
Tabela 4.19 Resultados do teste da AME do lodo anaeróbio para avaliar a toxicidade dos biocidas Bio-I e Bio-s.....	65
Tabela 4.20 Resultados do teste de duas tentativas de recuperação da AME do lodo anaeróbio com biocidas Bio-I.....	66
APÊNDICE B	
Tabela B.1 Dimensões do tubo de acrílico utilizado nos testes e condições iniciais do teste relativas ao lodo.....	87
APÊNDICE D	

Tabela D.1 (a e b) Dosagens e volumes calculados para o teste de toxicidade usando o biocida Kamoran WP.....

LISTA DE EQUAÇÕES

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DE LITERATURA

Equação 2.1 Tempo de detenção hidráulica (TDH).....	18
Equação 2.2 Velocidade ascendente (v).....	18
Equação 2.3 Velocidade ascendente (v).....	18
Equação 2.4 Carga orgânica volumétrica (COV).....	19
Equação 2.5 Volume do reator (V).....	19
Equação 2.6 Carga biológica (CB).....	20
Equação 2.7 Carga afluente (C_a).....	21
Equação 2.8 Carga efluente (C_e).....	21
Equação 2.9 Carga Removida (C_R).....	21
Equação 2.10 Eficiência de remoção (E).....	21
Equação 2.11 Velocidade de sedimentação do lodo (v).....	25

CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS

Equação 3.1 Massa de lodo inoculada.....	31
Equação 3.2 Carga aplicável.....	34
Equação 3.3 Lodo produzido.....	35
Equação 3.4 Massa de lodo produzida no total do período (TP).....	35
Equação 3.5 Massa de lodo produzida: média no período (MD).....	35
Equação 3.6 Produção de lodo por DQO removida ($M_{DQOremovida}$).....	35
Equação 3.7 Produção diária de lodo por metro cúbico de reator (PD).....	35

APÊNDICE A

Equação A.1 Atividade metanogênica específica (AME).....	89
--	----

APÊNDICE B

Equação B.1 Velocidade ascendente (v).....	90
Equação B.2.a Velocidade de sedimentação zonal (VSZ).....	90
Equação B.2.b Velocidade de sedimentação zonal (VSZ).....	90
Equação B.3 Concentração de lodo (X_t).....	90

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DE LITERATURA

Figura 2.1 Distribuição da produção mundial de álcool safra 2007/2008.....	4
Figura 2.2 Fluxograma da produção de álcool a partir da cana-de-açúcar.....	6
Figura 2.3 Fases da digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números referem-se a porcentagens, expressas como DQO).....	10
Figura 2.4 Desenho esquemático de um reator UASB.....	17

CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS

Figura 3.1 Representação esquemática da unidade UASB-Y, escala de bancada utilizada nas duas fases da pesquisa.....	30
Figura 3.2 Foto do sistema experimental, utilizado na pesquisa, vendo-se os reatores UASB-Y, os dispositivos de alimentação, descarte e medição de metano (Mariottis).....	30
Figura 3.3 Tanque de armazenamento do vinhoto (5.000 litros).....	32
Figura 3.4 Tanque de armazenamento do vinhoto para alimentação diária (100 litros).....	32

CAPÍTULO 4 - APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

Figura 4.1 Evolução temporal da carga orgânica aplicada nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a Fase I.....	40
Figura 4.2 Evolução temporal da carga orgânica volumétrica e da eficiência de remoção nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a Fase I.....	41
Figura 4.3 Variação da carga orgânica aplicada ao longo da operação dos reatores na Fase II.....	42
Figura 4.4 Evolução temporal da carga orgânica volumétrica e da eficiência de remoção nos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase II.....	43
Figura 4.5 Evolução temporal dos valores de AT, AB, AGV e pH no Efluente (EF) dos quatro reatores R1, R2, R3 e R4 ao longo da operação na Fase I.....	44
Figura 4.6 Evolução temporal dos valores de AT, AB, AGV e pH no Efluente (EF) dos quatro reatores R1, R2, R3 e R4 ao longo da operação na Fase II.....	45
Figura 4.7 Determinação gráfica das constantes de sedimentabilidade de Vesilind (k e v_0), relativos aos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 operados na Fase I.....	52

Figura 4.8 curvas da velocidade de sedimentação estorvada em função da concentração de sólidos totais do lodo nos reatores R1, R2, R3 e R4.....	53
Figura 4.9 determinação gráfica das constantes de sedimentabilidade de Vesilind (k e vo), relativos aos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase II....	55
Figura 4.10 Curvas da velocidade de sedimentação estorvada em função da concentração de sólidos totais no lodo dos reatores R1, R2, R3 e R4.....	56
Figuras 4.11(a) e 4.11(b) Diagramas com os resultados da distribuição granulométrica do lodo dos reatores R1 e R2 durante a Fase I. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D16 e D84 estão indicados.....	58
Figuras 4.11(c) e 4.11(d) Diagramas com os resultados da distribuição granulométrica do lodo dos reatores R3 e R4 durante na Fase I. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D16 e D84 estão indicados.....	59
Figuras 4.12(a) e 4.12(b) Diagramas com os resultados da granulometria dos lodos dos reatores R1 e R2 durante a Fase II. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D16 e D84 estão indicados.....	62
Figura 4.12(c) e 4.12(d) Diagramas com os resultados da granulometria dos lodos dos reatores R3 e R4 durante a Fase II. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D16 e D84 estão indicados.....	62
Figura 4.13 Variação da AME em diferentes dosagens dos biocidas Bio-I e Bio-S.....	64
Figura 4.14 Variação da AME com biocida Bio-I.....	65
Figura 4.15 Variação da AME com o biocida Bio-s.....	65
Figura 4.16 Variação da AME inicial com efeito de biocida e avaliação da AME em duas tentativas de recuperação.....	66

CAPÍTULO 5 – DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Figura 5.1 Evolução temporal da relação AGV/AT nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a operação na Fase I.....	70
Figura 5.2 Evolução temporal da relação AGV/AT nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a operação na Fase II.....	70
Figura 5.3(a) Massa de lodo nos reatores.....	71
Figura 5.3(b) Massa do lodo expulso nos reatores.....	71
Figura 5.3(c) Massa de lodo produzida.....	72
Figura 5.3(d) Estimativa da produção específica de lodo por carga média de DQO removida.....	72

Figura 5.3(e) Produção de lodo esperada por m ³ de reator.....	72
Figura 5.4(a) Massa de lodo nos reatores.....	73
Figura 5.4(b) Massa de lodo produzida.....	73
Figura 5.4(c) Estimativa da produção específica de lodo por carga média de DQO removida.....	73
Figura 5.4(d) Produção de lodo esperada por m ³ de reator.....	73
Figura 5.5 AME do lodo industrial (inóculo) e ao final das 16 semanas de operação na Fase I.....	75
Figura 5.6 AME dos lodos inóculos composto pela mistura de lodo sanitário e industrial (média) e AME ao final das 14 semanas de operação na Fase II.....	74

APÊNDICE A

Figura A.1 Representação esquemática do teste da AME e da biodegradabilidade.....	84
Figura A.2 Incubação dos frascos de reação a 37°C (esquerda) e medição do gás metano (direita).....	84
Figura A.3 Determinação gráfica da taxa máxima de produção de metano.....	85

APÊNDICE B

Figura B.1 Desenho esquemático do princípio do teste de sedimentabilidade pelo método dinâmico (Leitão, 2004) à esquerda e, à direita apresenta a foto da unidade utilizada no teste de sedimentabilidade durante a pesquisa.....	88
--	----

APÊNDICE C

Figura C.1 Conjunto de peneiras com malhas de diferentes diâmetros (foto à esquerda) e peneiramento do lodo no momento do teste de granulometria (foto à direita).....	90
Figura C.2 Diagrama de distribuição log-normal para determinação da granulometria do lodo.....	92

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 Introdução

O vinhoto, resíduo líquido final da fabricação do álcool etílico por via fermentativa, é um dos principais subprodutos gerados nas usinas sucroalcooleiras e, dependendo da região, recebe diferentes denominações tais como: vinhaça, restilo, caldo ou garapão. É caracterizado como efluente de alto poder poluente e alto valor fertilizante. Sua força poluente, cerca de cem vezes a do esgoto doméstico, decorre da sua riqueza em matéria orgânica além de possuir três importantes componentes: o nitrogênio, o fósforo e o potássio (Cabello, 2009). Devido a suas características de baixo pH e elevada demanda química de oxigênio (DQO), a vinhoto se encontra entre os rejeitos industriais de maior potencial poluidor (Damiano, 2005).

Segundo a Coopcana (2004/2005), uma usina de álcool produz, em média, 800 m³ de álcool por dia que resultam por volta de 10.000 m³ de vinhaça, uma vez que para cada litro de álcool produzido são gerados de 10 a 15 litros de vinhaça.

A disposição final mais facilmente encontrada para esse montante de vinhoto gerado tem sido a aplicação nos solos adjacentes às usinas como fertilizantes para o aproveitamento dos minerais. No entanto, essa prática se torna agravante quando realizada sem controle de dosagens, pela sobrecarga do despejo na mesma área e por longos períodos de tempo. Prada (1997) destaca, além da fertirrigação com vinhoto *in natura*, o aproveitamento das potencialidades orgânicas deste através da fermentação aeróbia e fermentação ou digestão anaeróbia.

O vinhoto poderia ser aplicado de maneira menos poluente, se houvesse um tratamento prévio para remover a matéria orgânica presente. Dependendo do processo empregado, a matéria orgânica contida no vinhoto pode ser convertida em energia. Com esse intuito, os processos anaeróbios de tratamento podem ser empregados, sobretudo, pela capacidade de tratar efluentes com elevada carga orgânica convertendo-a em biogás.

O tratamento anaeróbio de vinhoto pode se dar mediante a aplicação de reatores biológicos modernos que podem tratar efluentes de alta carga orgânica porque contêm alta concentração de lodo com alta atividade metanogênica. Como exemplo de reatores de alta taxa se tem o reator de fluxo ascendente do tipo UASB (up flow anaerobic sludge blanked), unidade normalmente usada para o tratamento anaeróbio de águas residuárias concentradas. Segundo Weber (2006), o emprego de processos biológicos anaeróbios oferece várias vantagens em comparação aos aeróbios, podendo ser salientado o menor consumo de energia, a menor produção de lodo, a necessidade de menor área para a implantação do sistema e a potencialidade de uso do biogás como combustível.

No Brasil há muitos sistemas de tratamento de esgoto onde pode ser encontrado lodo anaeróbio. Como exemplo se tem as lagoas anaeróbias de sistemas de lagoas de estabilização que operam a baixa taxa hidráulica, e sistemas modernos como o reator anaeróbio de fluxo ascendente, UASB, de alta taxa. Devido à natureza do material a ser tratado, esses sistemas têm em comum a produção de lodo de baixa qualidade porque contêm alta quantidade de impurezas de natureza inorgânica e orgânica.

Em reatores anaeróbios o desenvolvimento do lodo é lento, e somente depois de se estabelecer uma massa compatível com o tamanho do reator é que a unidade se torna produtora de lodo. Assim, na partida dos reatores usando-se apenas a água residuária seria necessário um tempo muito prolongado (meses) para que se desenvolva lodo em quantidade e qualidade desejada.

Tratando-se do tratamento anaeróbio do vinhoto, torna-se necessário que seja investigada a adaptação de lodo anaeróbio, gerado de diferentes resíduos, ao vinhoto, uma vez que não se tem disponível lodo gerado com vinhoto. Dentre as fontes de lodo disponíveis podemos citar duas: lodo gerado em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, disponível mais de baixa atividade e sedimentabilidade (lodo não granulado) e lodo granulado gerado em estações de tratamento de efluentes industriais de alta concentração de matéria orgânica como águas residuárias de cervejarias e fábricas de refrigerantes, e licor branco de fábricas de papel.

Entre o lodo sanitário e o lodo industrial a preferência em princípio é o último, que geralmente tem maior atividade metanogênica e boas características de sedimentação. Por outro lado, no Brasil, há disponibilidade de lodo de esgoto sanitário em dezenas de estações de tratamento de esgoto que operam com reatores UASB. O

lodo sanitário é de baixa qualidade, mas, no entanto, é de fácil aquisição sendo mais favorável a obtenção pelas usinas. O lodo industrial tem alta atividade, sendo mais favorável para o tratamento de vinhoto, no entanto sua aquisição não é tão fácil como a do lodo sanitário.

Dessa forma, foi desenvolvida uma investigação experimental para avaliar a viabilidade do uso de lodo sanitário e industrial para o tratamento anaeróbio do vinhoto com a finalidade de gerar metano e, ao mesmo tempo, reduzir a carga poluidora desta água residuária.

1.2 Objetivo geral

Verificar a viabilidade de adaptar lodo industrial e lodo sanitário ao tratamento de vinhoto, utilizando reatores anaeróbios de fluxo ascendente UASB.

1.3 Objetivos específicos

Operar reatores UASB e avaliar o desempenho destes quanto à estabilidade operacional e remoção de matéria orgânica, através de:

- Carga orgânica aplicada e eficiência de remoção de DQO;
- Controle do pH através do controle da alcalinidade de bicarbonato e ácidos graxos voláteis (AGV);
- Crescimento da biomassa dentro dos reatores;
- Evolução da atividade metanogênica específica (AME) do lodo;
- Melhoramento das características mecânicas do lodo como sedimentabilidade e granulometria;
- Tolerância a antibióticos normalmente utilizados nas usinas e possivelmente presentes no vinhoto.

REVISÃO DE LITERATURA**2.1 Produção de álcool no Brasil**

A indústria da cana no Brasil, responsável pela produção de etanol (álcool etílico), influi de forma marcante no cenário energético, econômico e social do país, e faz do Brasil um dos maiores produtores de cana-de-açúcar do mundo.

Walter (2008) *apud* Ramos e Cechinel (2009), cita que mundialmente o Brasil está ocupando o segundo lugar como maior produtor de álcool e revelam que na safra de 2007/2008 foram produzidos aproximadamente 24 bilhões de litros de álcool. A Figura 2.1 mostra a distribuição da produção mundial de álcool safra 2007/2008.

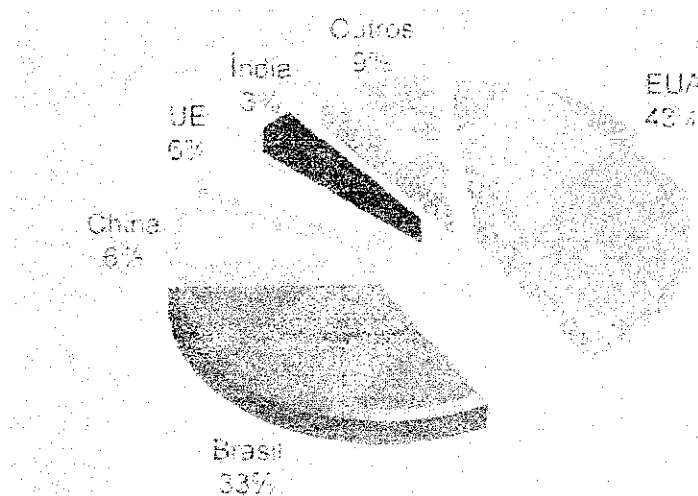


Figura 2.1: Distribuição da produção mundial de álcool safra 2007/2008.
Fonte: Ramos e Cechinel (2009)

A cana-de-açúcar brasileira é direcionada, basicamente, para a produção de açúcar e de álcool em proporção de 50% para cada um. Outros países produtores de cana como Índia, China e Austrália a totalidade é canalizada para produção de açúcar. A Região Centro-Sul do Brasil é responsável por mais de 80% da produção do setor sucroalcooleiro, sendo São Paulo o principal estado produtor. (Carvalho, 2006).

Segundo a Alcopar, (2008 apud Machado e Freire, 2009) o estado de São Paulo produziu cerca de 13,3 milhões de m³ de álcool e 19,14 milhões de toneladas de açúcar na safra de 2007/2008, liderando como maior produtor. O estado do Paraná segue como o segundo maior produtor no setor sucroalcooleiro nessa mesma safra, produzindo cerca de 2,5 milhões de açúcar e 1,8 milhões de m³ de álcool, gerando aproximadamente 27 milhões de m³ de vinhaça.

Pagel (2006 apud Ribas, 2006) destaca que o Brasil é considerado o país mais competitivo do mundo no setor, porque detém os maiores níveis de produtividade, rendimento e menores custos de produção. Hoje existem 329 usinas de açúcar e álcool em operação no Brasil, e a expectativa é que este número salte para aproximadamente 400 unidades em 2012.

2.2 Processo de destilação do álcool

Nas usinas, a cana é colhida, lavada, pesada e moída. Após moagem há a produção do bagaço, um subproduto muito utilizado em caldeiras para produzir energia elétrica, e do caldo, que, após ser purificado, produz álcool e açúcar.

O álcool é obtido pela fermentação do caldo da cana-de-açúcar ou da mistura de melaço e caldo de cana, sendo que antes de se iniciar o processo fermentativo, o caldo deve ser purificado para retirar as impurezas. Primeiramente, o caldo sofre um processo de pasteurização (aquecimento e resfriamento) para depois ser fermentado. A fermentação ocorre pela ação de culturas de leveduras selecionadas para produção de álcool, que irão converter a sacarose em álcool, e após esse procedimento o caldo passa a ser chamado de mosto.

A fermentação leva geralmente de 12 a 24 horas dependendo da qualidade da cepa de levedura e da concentração final de álcool. As melhores cepas podem produzir um vinho com um teor de álcool de até 8%. Para minimizar o surgimento de microrganismos que poderiam gerar produtos indesejáveis, a partir da sacarose, aplica-se ácido para baixar o pH, deixando-o numa faixa de 3 a 4 ou então se adiciona biocidas específicos.

Na fermentação, quando a conversão do açúcar em álcool é completada, o vinho resultante passa por um processo de centrifugação para separar a levedura. No entanto, a separação é incompleta e uma concentração considerável de sólidos

permanece no vinho. Após essa etapa, a fase líquida é destilada, resultando na produção de álcool no topo da coluna de destilação e na base uma água residuária chamada de vinhoto ou vinhaça. A Figura 2.2 mostra esquematicamente o fluxograma da produção de álcool a partir da cana-de-açúcar.

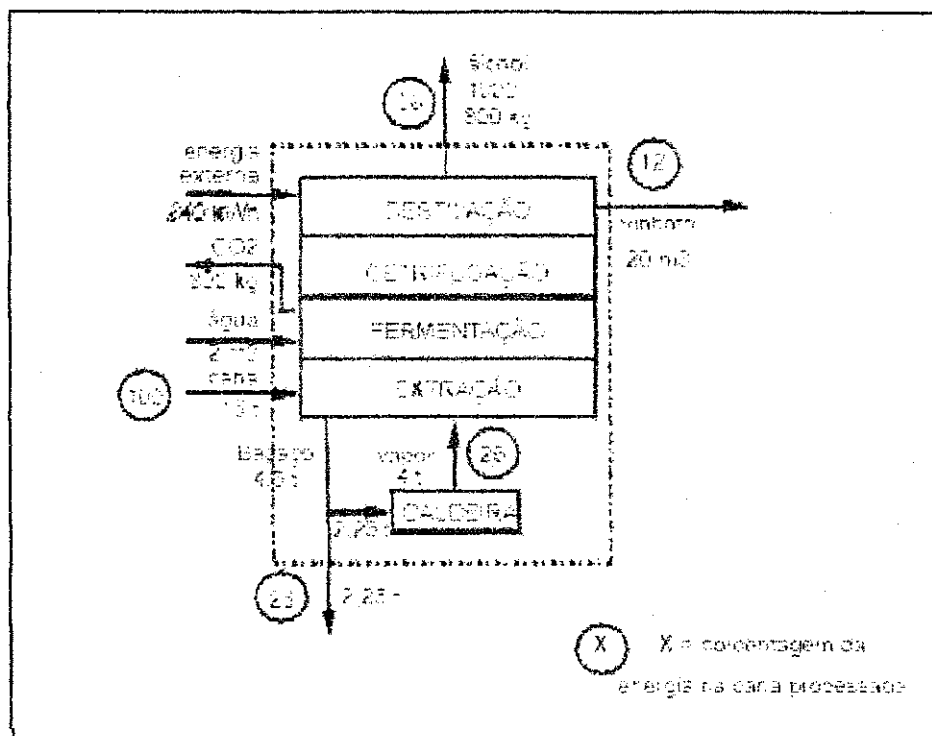


Figura 2.2 Fluxograma da produção de álcool a partir da cana-de-açúcar.
Fonte: van Haandel, 2000.

2.3 Vinhoto: subproduto da destilação do álcool

Em todo processo industrial, a produção passa por diversas etapas até se obter o produto final, gerando, também, um ou mais subprodutos (resíduo final ou rejeito), que poderá ser descartado ou aproveitado pela própria indústria ou por terceiros.

A industrialização da cana resulta na geração de grande quantidade de resíduos como bagaço, cinzas, vinhoto, e outros líquidos e emissões gasosas Vaccari (*et al.*, 2003 apud Ribas, 2006). Esses resíduos podem ser aproveitados, a exemplo do bagaço comumente utilizado nas caldeiras, para a queima. Já o vinhoto, contém alto teor de material orgânico, que se tratado adequadamente, pode resultar em fonte potencial de energia.

O vinhoto pode ser considerado uma suspensão de sólidos orgânicos e minerais, contendo os componentes do vinho não arrastados na etapa de destilação,

além de quantidades residuais de açúcar, álcool e compostos voláteis mais pesados. Por se tratar de uma suspensão com teor de sólidos em torno de 7%, dos quais 75% orgânicos e biodegradáveis, o vinhoto apresenta elevada DQO e DBO, daí seu potencial altamente poluidor. Apresenta pH em torno de 4,3, fato que, aliado à alta temperatura na qual é obtida, confere-lhe caráter altamente corrosivo (Pinto, 1999, p.66). Segundo Machado e Freire (2009) ao sair da usina, o vinhoto apresenta elevada carga orgânica, (entre 25.000 e 65.000 mgDQO/l), pH baixo (próximo de 4,0), além de elevadas temperatura 80°C a 90°C, sendo, portanto extremamente prejudiciais ao solo e aos corpos de água.

O vinhoto é caracterizado como efluente altamente poluente, sendo cerca de cem vezes mais poluente que o esgoto doméstico, além de ser rico em três importantes componentes: nitrogênio, fósforo e potássio (Cabelo, 2009).

A composição do vinhoto depende do processo de fabricação do álcool, destacando-se no processo: a natureza e composição da matéria-prima, natureza e composição do vinho, sistema de fermentação, aditivos utilizados na fermentação, produtos químicos, ácidos, antibióticos e nutrientes à base de nitrogênio e fósforo, tipos e aparelhos utilizados na destilação, raça de levedura utilizada, qualidade da água usada e, finalmente, sistema de trabalho e influência dos operadores (Pinto, 1999).

O vinhoto é um subproduto que pode ser resultante de três processos distintos na usina: tem-se o vinhoto de mosto de melaço, aquele gerado do subproduto da produção de açúcar; o vinhoto de mosto de caldo produzido pela fermentação alcoólica do caldo e vinhoto misto gerado pela mistura de caldo e melaço. A Tabela 2.1 apresenta as características de alguns elementos encontrados no vinhoto.

Tabela 2.1 Características do vinhoto resultante de mostos de melaço, de caldo de cana e de mostos mistos.

Parâmetro	Melaço	Caldo	Misto
pH	4,2 - 5,0	3,7 - 4,6	4,4 - 4,6
Temperatura	80 - 100	80 - 100	80 - 100
DBO (mg O ₂ /l)	25000	6000 - 16500	19800
DQO (mg O ₂ /l)	65000	15000 - 33000	45000
Sólidos totais (mg/l)	81500	23700	52700
Sólidos voláteis (mg/l)	60000	20000	40000
Sólidos fixos (mg/l)	21500	3700	12700
Nitrogênio (mgN/l)	450 - 1600	150 - 700	480 - 710
Fósforo (mg P ₂ O ₅ /l)	100 - 290	10 - 210	9 - 200
Potássio (mgK ₂ O/l)	3740 - 7830	1200 - 2100	3340 - 4600
Cálcio (mgCaO/l)	450 - 5180	130 - 1540	1330 - 4570
Magnésio (mgMgO/l)	420 - 1520	200 - 490	580 - 700
Sulfato (mg SO ₄ ⁻ /l)	6400	600 - 760	3700 - 3730
Carbono (mgC/l)	11200 - 22900	5700 - 13400	8700 - 12100
Relação C/N	16 - 16,27	19,7 - 21,07	16,4 - 16,43
Matéria orgânica (mg/l)	63400	19500	38000
Substâncias redutoras (mg/l)	9500	7900	8300

Fonte: Sopral (1986), apud Pinto (1999).

2.4 Tratamento anaeróbio do vinhoto

2.4.1 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo de tratamento biológico que ocorre na ausência de oxigênio livre, no qual diversas populações de bactérias convertem a matéria orgânica numa mistura de metano, dióxido de carbono e pequenas quantidades de hidrogênio, nitrogênio e sulfeto de hidrogênio. Essa mistura é conhecida como biogás e pode ser utilizada como combustível devido às elevadas concentrações de metano, usualmente na faixa de 55% a 70% (Pinto, 1999, p. 80).

Prada (1997) cita algumas vantagens do processo de biodigestão anaeróbia do vinhoto quando comparada a outros processos de aproveitamento do vinhoto, tais como: redução drástica do seu poder poluidor, pois a maior parte da DQO é convertida em biogás, que apresenta grande importância econômica; elevação do pH, que passa a ser próximo de 7, solucionando o problema de corrosão; manutenção dos teores de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) do vinhoto *in natura*, conservando seu poder fertilizante e eliminação do odor desagradável, diminuição da atração de moscas e outros agentes causadores de doenças.

2.4.2 Mecanismos da digestão anaeróbia

A população bacteriana, que constitui o lodo anaeróbio, desenvolve o processo de digestão por fases, (hidrolítica, ácida e metanogênica), tornando o material orgânico mais complexo (carboidratos, proteínas e lipídios) em material de menor peso molecular até a formação do gás metano e gás carbônico. Para cada fase existem grupos de bactérias específicas que atuam em reações específicas. A Figura 2.3 contém um desenho esquemático das fases da digestão anaeróbia, abaixo descritas.

Hidrólise

A primeira fase do processo de digestão anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), transformando-os em materiais mais simples (menor peso molecular), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas, visto que as mesmas não são capazes de assimilar o material particulado. A conversão dos compostos ocorre através de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas.

As proteínas se degradam através de (poli) peptidas para formarem aminoácidos, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia C(C₁₅ a C₁₇) e glicerina (Van Haandel e Lettinga, 1994). Alguns fatores ambientais podem afetar a taxa de hidrólise, tais como, temperatura, tempo de residência do substrato, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio, concentração de NH₄⁺-N e concentração de produtos da hidrólise (Chernicharo, 2007).

Acidogênese

Os compostos dissolvidos na hidrólise são assimilados nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), alcoóis, ácido láctico e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, etc (Van Haandel e Lettinga, 1994). Os principais produtos formados são o ácido propiônico, ácido butírico, ácido acético, ácido láctico, ácido valérico, dióxido de carbono, ácido sulfúrico, hidrogênio novas células microbianas. Em virtude da grande quantidade de ácidos gerados, essa etapa é denominada de fase ácida (Versiani, 2005). A maioria das bactérias acidogênicas são anaeróbias estritas, com apenas 1% de bactérias facultativas, o que é importante para a proteção das anaeróbias estritas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio.

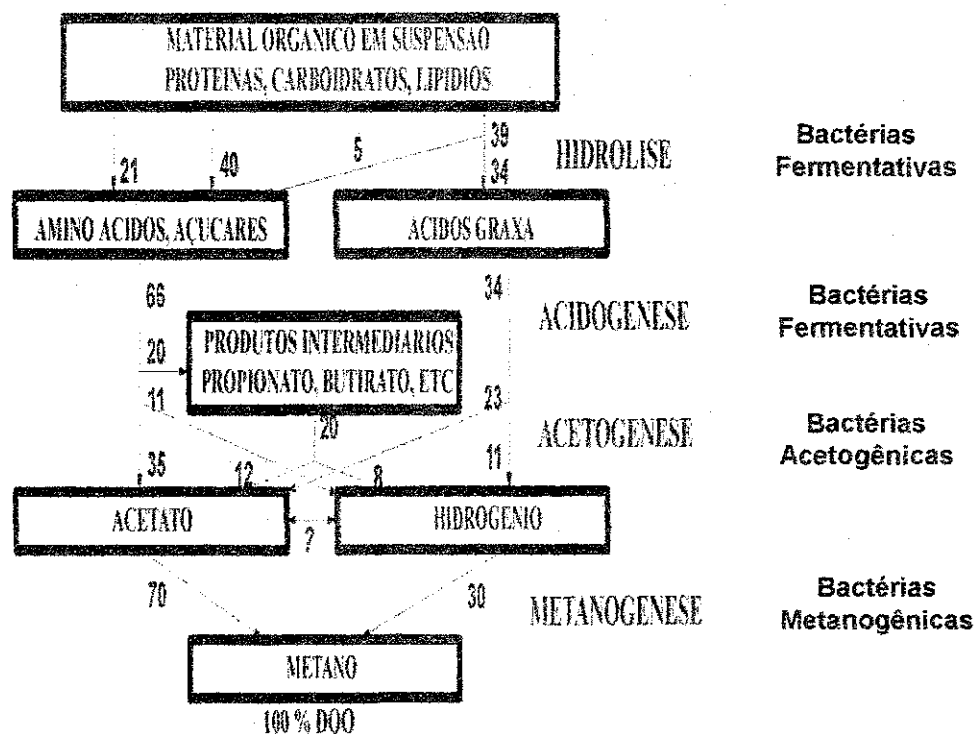


Figura 2.3 Fases da digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números referem-se a porcentagens, expressas como DQO).

Fonte: adaptado van Haandel e Lettinga (1994)

Acetogênese

Na acetogênese ocorre a conversão dos produtos da acidogênese pelas bactérias sintróficas acetogênicas, que são responsáveis pela oxidação de compostos intermediários, como propionato e butirato, em substrato apropriado para os

organismos metanogênicos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono). Observa-se na Figura 2.3 que, aproximadamente, 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, enquanto o restante da DQO é concentrado no hidrogênio formado.

Metanogênese

A última fase da conversão da matéria orgânica é realizada pelas arqueas metanogênicas anaeróbias obrigatórias, sendo que são microrganismos que tem baixo crescimento e são mais sensíveis aos fatores ambientais como temperatura, pH, material tóxico. O metano é produzido na metanogênese acetotrófica pelas bactérias acetotróficas ou acetoclásticas a partir da redução de ácido acético, ou na metanogênese hidrogenotrófica pelas bactérias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono. As acetotróficas ou acetoclásticas são responsáveis por 60 a 70% da produção de CH₄, enquanto que as hidrogenotróficas respondem por 30% da produção de CH₄ (Cammarota, 2010).

Sulfetogênese

Essa fase ocorre quando na água residuária contém enxofre, o qual é reduzido a sulfetos pelas bactérias redutoras de sulfato. Essas bactérias competem com as bactérias acetogênicas e metanogênicas pelos produtos da fermentação ácida, produzindo CO₂ e gás sulfídrico (H₂S), inibindo assim a produção de metano. Segundo Chernicharo (2007), a magnitude dessa competição bacteriana está relacionada a uma série de aspectos ambientais, particularmente o pH e a relação DQO/SO₄²⁻, da água residuária.

2.4.3 Influência dos fatores ambientais

Como já visto, o processo de digestão anaeróbia é bastante complexo, com formação de diversos produtos metabólicos intermediários que devem ser mantidos em equilíbrio dinâmico para evitar comprometimento do sistema. Alguns fatores ambientais são de extrema importância para manter esse equilíbrio e assim tornar eficiente o tratamento anaeróbio. Os fatores ambientais que mais influem são temperatura, pH, ácidos voláteis, de elementos nutrientes e de materiais tóxicos no afluente.

Temperatura

A velocidade metabólica das bactérias anaeróbias depende muito da temperatura, visto que estas não possuem meios de controlar a temperatura interna, e, portanto dependem da temperatura externa. Além do metabolismo bacteriano, a temperatura pode afetar o equilíbrio iônico e a solubilidade dos substratos. Batstone et al., (2002 apud Chernicharo, 2007) cita três faixas de temperatura para a digestão anaeróbia: psicrófila de 4 a 15°C, mesofílica de 20 a 40°C, termofílica de 45 a 70°C, e acima.

pH, alcalinidade e ácidos voláteis

O pH, alcalinidade e ácidos voláteis estão intimamente relacionados e caracterizam a estabilidade operacional do reator. O pH é um termo usado para expressar as condições de acidez ou alcalinidade de um meio através da medida da concentração do íon H^+ . Na digestão anaeróbia, os processos ou fases da digestão exigem faixas de pH diferentes, o valor ideal situa-se na faixa de 6,5 a 7,5.

Na ocorrência de mudanças bruscas de pH a atividade das enzimas é afetada com alterações em suas estruturas protéicas. As bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade, na formação de metano, numa faixa entre 6,0 a 8,0 Chernicharo (2007). Já van Haandel e Lettinga (1994) citam que em pH menor que 6,3 ou maior que 7,8, provoca uma diminuição da taxa de metanogênese. Nesse contexto, para se evitar que a produção de ácidos produzidos na acidogênese prevaleça sobre a metanogênese, e cause a instabilidade do sistema, é recomendável manter o pH, no reator, em torno do neutro.

A alcalinidade é um parâmetro que avalia a capacidade de um sistema em neutralizar ácidos, tamponando o pH na faixa do neutro. Essa capacidade "tampão" é fundamental em situações de instabilidade ou desbalanceamento. A alcalinidade elevada não é sinônimo de pH elevado, significa que o sistema tem elevada concentração de espécies alcalinas e que, em função disso tem elevada resistência à queda de pH quando um ácido é nele introduzido (Chernicharo, 2007).

Conforme apresentado por McCarty (1964 apud Monteggia; Beal; de Luca 1996), valores de alcalinidade de bicarbonato entre 1.000 e 5.000 mg/l, permitem manter o pH na faixa de 6,6 a 7,5, respectivamente.

O sistema carbônico (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) exerce grande importância na estabilidade do pH, sendo que para valores entre 6,5 e 7,5, a alcalinidade presente se deve ao bicarbonato (HCO_3^-), o qual constitui a principal fonte de capacidade tampão na digestão anaeróbia.

A acidez de um sistema consiste na capacidade deste em neutralizar bases. A acidez elevada não significa pH baixo, mas elevada resistência ao aumento de pH quando uma base é introduzida no sistema. A ocorrência simultânea de substâncias ácidas e alcalinas confere ao sistema um efeito tampão ácido/base, que é a capacidade de manter o seu pH, mesmo quando ácidos ou bases são adicionados (ISOLDI et al., 2001 p. 20).

A instabilidade do processo anaeróbio ocorre quando a velocidade de produção de ácidos for maior que seu consumo, acarretando queda do pH e inibição das atividades de arqueias metanogênicas sensíveis a mudanças nas condições ambientais (Ribas; Moraes; Foresti, 2007).

Os ácidos orgânicos voláteis (AOV) ou ácidos graxos voláteis (AGV) são importantes para o acompanhamento e controle da digestão anaeróbia. Como já comentado, a alcalinidade mostra o nível da capacidade tampão, sendo por isso importante para a prevenção de quedas de pH pelo acúmulo de ácidos voláteis. A relação AGV/alcalinidade é um parâmetro mais adequado para a prevenção de queda de pH e falhas dos sistema, do que os dois valores separadamente. (ISOLDI, et al., 2001 p. 20). De acordo com Ripley et al (1986 apud Chernicharo, 2007) valores de AGV/Alcalinidade superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia, sendo que segundo Foresti (1994 apud Chernicharo, 2007) é possível que ocorra a estabilidade para uma relação AGV/alcalinidade diferentes de 0,3. Lopes, et al., (2000) citam que para a relação AGV/Alcalinidade, valores próximos de 0,5 são ideais para os processos anaeróbios.

É de extrema importância estabelecer um equilíbrio ecológico entre as espécies de microrganismos anaeróbios para manter a eficiência no sistema tratamento. O parâmetro ácidos graxos voláteis, produto intermediário formado pela degradação de

carboidratos, proteínas e lipídios, é utilizado para avaliar o equilíbrio ecológico dentro do sistema. As bactérias metanogênicas em quantidade e condições ambientais adequadas utilizam esses ácidos tão rapidamente quanto estes são formados, não permitindo que os mesmos se acumulem além da capacidade neutralizadora da alcalinidade presente no meio, mantendo o pH ótimo para as bactérias metanogênica e o sistema é considerado em equilíbrio. Caso contrário ocorrerá a inibição do processo de digestão pelo acúmulo de ácidos no meio (Isoldi et al., 2001).

Para se determinar as diferentes parcelas de alcalinidade numa amostra, Chernicharo (2007) cita o método Kapp (descrito por Buchauer, 1998) que consiste na titulação em três estágios: até pH 5, até o pH 4,3 e até o pH 4. Estas três titulações sucessivas possibilitam a determinação da alcalinidade total (AT), da alcalinidade bicarbonato (AB), e da alcalinidade devida aos ácidos graxos voláteis (AGV). É um método simples e de curto tempo de análise.

Para a suplementação da alcalinidade no sistema, Chernicharo (2007) cita alguns produtos químicos que podem ser utilizados para controlar o pH dos processos anaeróbios. Os produtos químicos estão separados em dois grupos: os que fornecem alcalinidade diretamente (NaOH , NaHCO_3 , NH_4HCO_3) e os que reagem com o gás carbônico para formar alcalinidade bicarbonato (CaO , Ca(OH)_2 , NH_3).

Nutrientes

Os nutrientes, notadamente, nitrogênio (N) e fósforo (P), são de extrema importância nos processos anaeróbios. Versiani (2005) cita que o nitrogênio é o nutriente mais requerido para o crescimento microbiano, e a concentração de fósforo requerida é cerca de 1/5 a 1/7 do valor estabelecido para o nitrogênio. Relacionando a quantidade de N e P com a matéria orgânica, pode-se admitir a seguinte relação DQO: N: P de 500: 5: 1 para atendimento das necessidades de macronutrientes para os microrganismos anaeróbios, Speece (1996 apud Campos et al., 1999). Outros nutrientes como enxofre, que é essencial para a metanogênese e alguns micronutrientes como ferro, cobalto, o níquel e zinco também são importantes.

Materiais tóxicos

Os microrganismos anaeróbios são muito sensíveis a cargas tóxicas. Um maior tempo de retenção celular no sistema contribui para assimilação do material tóxico no reator. Dependendo da concentração, algumas substâncias como metais, cianetos, fenóis, cloretos, nitratos, oxigênio e especialmente sulfatos e sulfetos, cuja presença é freqüente em águas residuárias industriais podem impedir todo o processo de digestão. Com relação ao vinhoto, é possível que biocidas estejam presentes tornando-se tóxicos aos microrganismos, dependendo da concentração.

2.4.4 Sistemas anaeróbios

Os sistemas anaeróbios são classificados em dois grupos: sistemas convencionais e sistemas de alta taxa. Nos sistemas convencionais destacam-se os digestores de lodo, tanques sépticos e lagoas anaeróbias. Nos sistemas de alta taxa existem os reatores com crescimento aderido tais como, reatores de leito fixo, leito rotatório, de leito expandido/fluidizado e os reatores com crescimento disperso destacando-se os reatores de dois estágios, reatores de chicanas, reatores de manta de lodo (UASB), reatores de leito granular expandido e com recirculação interna.

Os sistemas anaeróbios de alta taxa, a exemplo de reatores UASB são largamente difundidos por apresentarem baixo custo e simplicidade operacional, tem eficiência considerável na remoção de matéria orgânica e sólida em suspensão, além de possuírem um lodo de excesso com elevado grau de estabilização. Weber (2006) destaca ainda outras vantagens, tais como: menor produção de lodo, necessidade de menor área para implantação do sistema e potencialidade de uso do biogás como combustível. Algumas desvantagens podem ser destacadas, tais como, elevado intervalo de tempo para partida do sistema sem inoculação, baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas, bioquímica e microbiologia da digestão complexas (Chernicharo, 2007).

Para o tratamento anaeróbio do vinhoto, os sistemas modernos, como os de alta taxa, são os mais adequados, porque são sistemas que se caracterizam por permitirem alta carga orgânica volumétrica, porque contêm alta concentração de lodo com alta atividade retida em seu interior, associados a baixos tempos de detenção hidráulica, sendo uma alternativa mais viável para o tratamento de águas residuárias concentradas.

Dentre os sistemas de alta taxa, o reator de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) terá destaque neste trabalho, tendo em vista ter sido o sistema empregado para os experimentos com o tratamento do vinhoto.

2.5 Reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB

O reator UASB (up flow anaerobic sludge blanked), foi desenvolvido na década de 70 pelo prof. Gatze Lettinga e sua equipe na Universidade de Wageningen – Holanda. Desde o início dos estudos com reatores UASB, estes foram aplicados para o tratamento de águas residuárias industriais e, mais tarde, aplicados também para águas residuárias diluídas a exemplo de esgoto doméstico.

Atualmente o reator UASB tem sido empregado no tratamento de diversos tipos de águas residuárias originárias da agroindústria, tais quais: processamento de alimentos e bebidas, indústria de papel e celulose, resíduos de origem orgânica da indústria farmacêutica e química, repetido, indústrias produtoras de açúcar e álcool, entre outras, sendo o aspecto essencial do processo a natureza da biomassa ativa no digestor.

2.5.1 Funcionamento

O reator UASB possui uma coluna onde o fluxo passa de forma ascendente. Nessa coluna distinguem-se três zonas: zona de digestão (leito de lodo), zona de sedimentação (separação sólido-líquido) e de separação das fases gás-líquido. Como a alimentação é de forma ascendente, na zona de digestão ocorre um intenso contato entre o afluyente e a massa microbiana do leito de lodo. O afluyente após entrar e ser distribuído no fundo do reator flui pela zona de digestão, onde os sólidos orgânicos são quebrados, biodegradados e digerido através da transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás e no crescimento da biomassa microbiana dentro do reator.

O afluyente juntamente com as bolhas de biogás produzidas segue uma trajetória ascendente em direção ao separador de fases. Nesse trajeto, os sólidos de menor peso, carreados juntos com o gás e o líquido, são separados num dispositivo chamado separador trifásico (gás, líquido e sólidos) instalado na parte superior do reator. Esse dispositivo tem o auxílio de defletores, para separar o gás do líquido, e possui elemento separador, que além de separar o sólido do líquido, também permite que os sólidos

sejam depositados em sua superfície inclinada, acumulando-os até adquirirem um peso superior a força de atrito, deslizando e retornando para a zona de digestão. Algumas partículas de sólidos mais leves saem junto com o efluente final. A Figura 2.4 ilustra uma representação esquemática dos elementos que constituem um reator UASB.

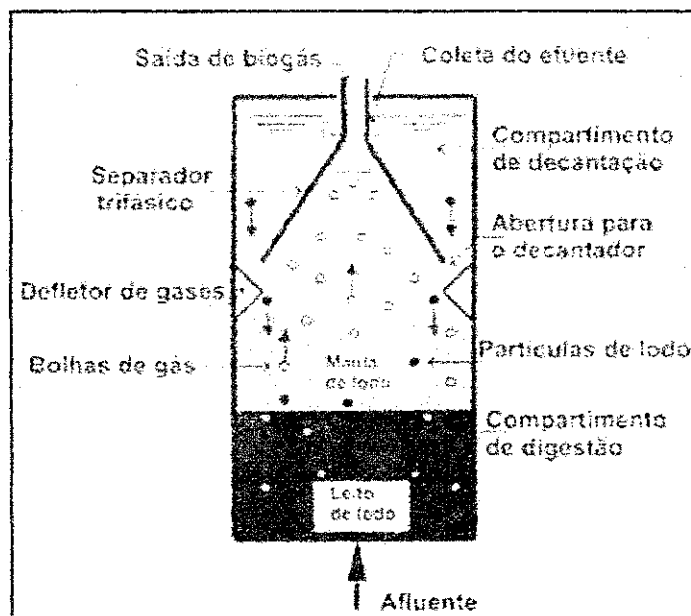


Figura 2.4 Desenho esquemático de um reator UASB.
Fonte: Chernicharo (1997)

Uma característica importante do reator UASB é possuir o separador trifásico, pois o este garante a manutenção do lodo anaeróbico dentro do reator, possibilitando que o sistema opere com elevado tempo de retenção de sólidos (idade de lodo elevada). A adequada separação gás-líquido é fundamental para propiciar condições ótimas de sedimentação no compartimento de decantação e o conseqüente retorno no compartimento de digestão. Para a separação dos gases, as dimensões do separador devem ser tais que permitam a formação de uma interfase líquido-gás no coletor de gases, suficiente para facilitar a liberação do gás "retido" no lodo, evitando a flotação do lodo e conseqüente perda de biomassa no reator (Chernicharo, 2007).

2.5.2 Critérios básicos de projeto

No tratamento de efluentes industriais os principais parâmetros de projeto são a carga orgânica volumétrica, tempo de detenção hidráulica, velocidade ascendente.

Tempo de detenção hidráulica

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é definido como sendo o tempo de percurso do afluente desde a entrada no reator até a saída do efluente (Equação 2.1).

$$TDH = V/Q \quad (2.1)$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (horas ou dias)

V = volume do reator (m^3)

Q = vazão afluente (l/h ou m^3/h)

Velocidade ascendente

Relacionando a vazão afluente e a seção transversal do reator calcula-se a velocidade ascendente (Equação 2.2), ou ainda, pode-se calcular pela razão entre a altura do reator (H) e o tempo de detenção hidráulica (TDH), (Equação 2.3).

$$v = Q/A \quad (2.2)$$

$$v = H/TDH \quad (2.3)$$

Onde:

v é a velocidade ascendente (m/h)

Q = vazão afluente (m^3/h)

A = área da seção transversal do reator (m^2)

Segundo Jordão e Pessôa (2005), a velocidade ascendente deve ser definida de forma criteriosa, para garantir maior contato entre o substrato afluente e a biomassa, e de maneira a possibilitar a manutenção do TDH de projeto aproximado em toda a seção do reator, reduzindo assim a ocorrência de curto-circuito.

A velocidade máxima no reator depende do tipo de lodo presente e das cargas aplicadas. Para reatores operando com lodo tipo floculento e com cargas orgânicas volumétricas na faixa de 5,0 a 6,0 kg DQO/ m^3 /dia, as velocidades superficiais médias devem ser da ordem de 0,5 a 0,7 m/h, sendo tolerados picos temporários, durante 2 a 4 horas, de até 1,5 a 2,0 m/h. Para reatores operando com lodo tipo granular, característico em reatores tratando efluente industrial, as velocidades superficiais

podem ser significativamente maiores, até mesmo da ordem de 10 m/h (Campos et al.,1999).

Carga orgânica volumétrica

A quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume é definida como a carga orgânica volumétrica (COV). De acordo com Pliveli (2006), em reatores convencionais, a carga orgânica aplicável, na melhor das hipóteses, chega a 6 kg DQO/m³.dia. Já em sistemas de alta taxa, como no reator UASB, esse valor pode variar de 12 a 20 kg DQO/m³ dia, podendo ser ainda superior. Para efluentes industriais de elevada concentração de matéria orgânica já se aplicou, com sucesso, em instalações piloto, carga na ordem de 45 kgDQO/m³.d, embora os reatores tenham sido projetados para cargas na ordem de 15 KgDQO/m³.d (Equação 2.4).

Em reatores tratando efluentes industriais a COV é que determina o volume do reator. Portanto, conhecendo-se a vazão e a concentração do afluente e admitindo-se uma COV, calcula-se o volume do reator (Equação 2.5).

$$COV = Q \times S / V \quad (2.4)$$

$$V = Q \times S / COV \quad (2.5)$$

Onde:

COV é a Carga orgânica volumétrica (kgDQO,m⁻³.d⁻¹)

Q = vazão (m³/d)

S = concentração de substrato afluente (KgDQO/m³)

V = volume do reator (m³)

Carga Biológica

Refere-se à quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de biomassa presente como mostra a Equação 2.6. De acordo com o tipo de afluente a ser tratado, a carga biológica aplicada pode atingir valores em torno de 2,0 kgDQO/kgSVT.d. A carga de matéria orgânica ou biológica deve ser estimada função

da atividade metanogênica específica (AME), expressa em termos de kg DQO por m³ de reator e por dia e da massa de lodo presente no reator.

$$CB = Q \cdot S / M \quad (2.6)$$

Onde:

CB = carga biológica ou carga de lodo (kgDQO/KgSVT.d)

Q = vazão (m³/d)

S = concentração de substrato afluente (KgDQO/m³)

M = massa de microrganismos presentes no reator (KgSVT)

2.5.3 Avaliação de desempenho

A carga orgânica e a remoção de matéria orgânica são, em conjunto, os parâmetros mais adequados para se avaliar o desempenho de um sistema. A quantidade de matéria orgânica de um substrato concentrado é normalmente quantificada pela demanda química de oxigênio (DQO), que determinam o oxigênio necessário para a degradação biológica e química, respectivamente, da matéria orgânica presente no substrato. No balanço de cargas, temos a carga aplicada (afluente) e a carga removida (efluente). A diferença entre as duas cargas se obtém a eficiência de remoção. A carga orgânica é o produto da concentração do substrato pelo volume aplicado diariamente (Equação 2.7). A eficiência de remoção é calculada através da razão entre a DQO removida pela DQO aplicada (equação 2.8).

$$C_a = S \times V_s \quad (2.7)$$

$$C_e = S_e \times V_e \quad (2.8)$$

$$C_R = C_a - C_e \quad (2.9)$$

$$E = (C_R / C_a) \times 100 \quad (2.10)$$

Onde:

C_a = Carga afluente (gDQO/dia)

C_e = Carga efluente (gDQO/dia)

S = concentração de substrato afluente (gDQO/l, KgDQO/m³)

S_e = concentração efluente (gDQO/l, KgDQO/m³)

V_s = Volume do substrato (ml, litros, m³)

V_e = Volume efluente (ml, litros, m³)

C_R = Carga Removida (gDQO/dia)

E = Eficiência de remoção (%)

2.5.4 Partida e inóculo

A partida ou start up do reator pode ser definida como um período transiente, marcado pela instabilidade operacional inicial. A partida pode-se dá de três formas: com lodo inoculo adaptado à água residuária, lodo inoculo sem adaptação ou optar por não utilizar o inoculo (Campos et al., 1999).

Em reatores anaeróbios o desenvolvimento do lodo é lento, somente depois de se estabelecer uma massa compatível com o tamanho do reator, é que a unidade se torna produtora de lodo. Assim, na partida dos reatores usando apenas a água residuária, sem inoculo, seria necessário um tempo muito prolongado (da ordem de 3 a 4 meses) para que se desenvolva lodo em quantidade e qualidade desejada.

Utilizando-se um lodo inoculo adaptado à água residuária, a partida do sistema se procede de forma mais rápida e, não havendo a necessidade de adaptação do lodo. No entanto, no caso particular do vinhoto, a disponibilidade de inoculo adaptado dificulta a sua utilização, restando a opção de adaptar um inoculo ao tratamento do mesmo.

Dentre as fontes de lodo disponíveis como inoculo podemos citar duas: lodo de esgoto gerado em sistemas de tratamento de esgoto sanitário e lodo granulado que tratam efluentes industriais parecidos com o vinhoto, tais como águas residuárias de indústrias de refrigerantes, cervejarias e licor branco de fábricas de papel. Entre as duas fontes, a primeira seria uma alternativa mais viável pela fácil aquisição em diversos sistemas anaeróbios implantados no Brasil, no entanto, a qualidade do lodo sanitário é inferior a do lodo industrial, se caracterizando por apresentar baixa atividade metanogênica e pouco sedimentável. Por outro lado há pouca disponibilidade de lodo adaptado ao vinhoto, sendo assim importante, no caso de destilarias, a investigação da adaptação do vinhoto ao lodo sanitário.

Para a partida do reator, o volume de inoculo é usualmente determinado em função da carga orgânica inicialmente aplicada em relação à quantidade de biomassa presente no reator, caracterizada pela carga biológica (KgDQO/KgSVT.d).

2.5.5 Adaptação do lodo anaeróbio

Na partida dos reatores UASB deve-se tomar alguns cuidados para uma eficiente remoção da fração de lodo mais leve, de forma a propiciar a seleção de lodo mais pesado para o crescimento e agregação. Lettinga et al., (1984 apud Campos et al., 1999) citam as principais diretrizes para a adaptação e seleção da biomassa em reatores UASB dentre as quais, os cuidados na operação para que o lodo disperso não saia junto com o efluente, quando concentração da água residuária for superior a 5.000 mgDQO// deve-se promover a diluição ou recirculação do efluente, o aumento da carga orgânica deve ser progressivo sempre a remoção de DBO ou DQO atingir pelo menos 60%, manter as concentrações de ácido acético abaixo de 1.000 mg// e promover a alcalinidade necessária ao sistema, de forma a manter o pH próximo de 7.

2.6 Propriedades importantes do lodo anaeróbio

Para o funcionamento adequado de qualquer processo anaeróbio a manutenção de um lodo anaeróbio de boa qualidade se faz necessária. Para avaliar a qualidade do lodo anaeróbio de sistemas de alta taxa, especialmente o reator UASB, algumas propriedades do lodo tais como, Atividade metanogênica Específica, Sedimentabilidade e Granulometria são importantes.

2.6.1 Atividade Metanogênica Específica

A Atividade Metanogênica Específica (AME) pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás, (Aquino et al., 2007).

A AME pode ser utilizada para analisar o comportamento da biomassa e avaliar a capacidade em converter o substrato orgânico em metano e gás carbônico, constituindo em um importante parâmetro para o controle operacional dos reatores

anaeróbios. A partir de concentrações conhecidas de lodo (g SVT) e de substrato (g DQO), e sob condições pré-estabelecidas de incubação, verifica-se a produção de metano ao longo do teste.

A concentração da DQO digerida na amostra para formar o metano medido, pode ser calculada a partir do volume de gás, sabendo-se que a digestão anaeróbia de 4 g de DQO resulta na produção de 1 g de metano, sendo $1 \text{ mol//} = 16 \text{ mg CH}_4// = 64 \text{ mg DQO//}$. O teste da AME dá a massa de DQO que pode ser digerida pelo lodo por unidade de massa de lodo e por dia ($\text{g DQO.g SVT}^{-1}.\text{dia}^{-1}$).

O teste da AME ainda não tem uma padronização definida. Alguns protocolos para a determinação da AME já foram apresentados pela literatura, os quais adotaram diferentes procedimentos para incubação do lodo e quantificação do gás metano produzidos. Métodos mais sofisticados para medição do gás com o uso de cromatográficos ou respirômetros, assim como, métodos mais simples com a medida volumétrica do gás são apresentados. Um trabalho realizado por Aquino et al., (2007) explica as diferentes metodologias para determinação da AME.

De acordo com Chernicharo (2007), o teste da AME pode ser usado como uma análise de rotina em laboratórios para diversas aplicações, tais como:

- Na avaliação do comportamento de biomassas sob efeito de compostos potencialmente inibidores;
- Na determinação da toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos;
- Para estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos, notadamente de rejeitos industriais;
- No monitoramento das mudanças da atividade do lodo, devido a uma possível acumulação de materiais inertes, após longos períodos de operação de reatores;
- Na determinação da carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo;
- Na avaliação de parâmetros cinéticos.

A aplicação rotineira da análise da AME do lodo anaeróbio é de extrema importância no controle operacional do reator UASB, uma vez que o resultado da AME permite estabelecer a carga orgânica máxima inicialmente aplicada, dando um indicativo de aumento progressivo da carga aplicada ao longo da operação do sistema,

possibilitando a minimização dos riscos de desbalanceamento por sobrecargas dentro do reator.

Segundo Monteggia (1997 apud Poetsch e Koetz, 1998) o potencial de carga de um reator anaeróbio é ditado pela quantidade de lodo viável que pode ser retido no mesmo, além do contato entre o lodo e a água residuária, assim como as taxas dos processos de conversão biológicas.

2.6.2 Sedimentabilidade

A sedimentabilidade do lodo é um dos importantes fatores que determinam a concentração e a massa de lodo que podem ser retidas em sistemas biológicos de tratamento, e, portanto, a capacidade de tratamento e a eficiência de remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão.

O uso do índice volumétrico IVL é um parâmetro comum para se determinar a sedimentabilidade de lodos anaeróbios. Para lodo aeróbio, Leitão (2004) cita o procedimento descrito por Vesilind (1968), baseado na velocidade de sedimentação em zona (VSZ) e, van Haandel (1999) explica sua aplicabilidade em sistemas de lodo ativado. Esse procedimento também pode ser aplicado com o lodo aneróbio tal qual testes realizados por Leitão (2004) apud Filho (2006) que indicaram valores médios para k 0,13 (l/g) e V_0 de 16 m/h.

Segundo a equação de Vesilind (1968) a velocidade de sedimentação de lodo gerado em sistemas de tratamento depende da concentração do lodo e das constantes que caracterizam a sua sedimentabilidade, podendo ser expressa como mostra a Equação 2.11.

$$v = v_0 \exp(-kX_t) \quad (2.11)$$

Onde:

v é a velocidade de sedimentação do lodo (m/h);

X_t é a concentração do lodo (gST/l);

v_0, k são constantes que caracterizam a sedimentabilidade do lodo.

A constante v_0 é a velocidade de sedimentação da partícula do lodo sem a interferência das partículas que, ao se aproximarem, dificultam a sedimentação. A constante k expressa a compressibilidade do lodo: um valor alto significa lodo pouco

compressível como lodo filamentoso, um valor baixo lodo bem compressível como lodo granulado. Normalmente se deseja um lodo com valor grande de v_0 e baixo de k . A Tabela 2.2 mostra valores encontrados para lodos com diferentes características de sedimentação.

Tabela 2.2 Valores das constantes para diferentes características de sedimentabilidade e concentração máxima para uma velocidade ascendente do líquido de 1 m/h.

Característica Parâmetro	Excelente	Muito Boa	Boa	Razoável	Sofrível	Péssimo
v_0 (m/h)	17-25	15-17	8-12	6-8	5-6	2-4
K (l/g)	0,02	0,50	0,10	0,2	0,50	0,70
X_t (max) (gST/l)	100	55	23	10	3,3	1,6

Fonte: Composição pessoal, Van Haandel)

2.6.3 Granulação

Com relação ao fenômeno da granulação pode-se dizer que o lodo granulado é definido como uma biomassa com propriedades adequadas para os sistemas anaeróbios de fluxo ascendente, onde ocorre a metanogênese (Bezerra, 1998). Os grânulos que compõem esse lodo apresentam geralmente formato esférico, superfície bem definida. Na Tabela

Tabela 2.3 Características do lodo granulado e suas funções nos sistemas UASB.

Características	Função
Atividade biológica	A alta atividade metanogênica específica contribui para a conversão e remoção dos componentes orgânicos das águas residuárias.
Velocidade de sedimentação	A alta velocidade de sedimentação dos grânulos, em comparação com o lodo flocofúlo, contribui para a retenção de biomassa no interior do reator.
Resistência mecânica	A morfologia do grânulo e a alta sedimentabilidade contribuem para evitar a perda de lodo no efluente.

Fonte: Alphenaar (1994 apud Bezerra, 1998)

Segundo Schmidt e Ahring (1996) e Chernicharo (1997) citados por Bezerra (1998), a formação dos grânulos estaria relacionada com fatores físicos, químicos e

biológicos tais com, a composição e concentração do substrato preferindo afluentes ricos em carboidratos e ácidos voláteis; à compressão gravitacional das partículas de lodo e a taxa de liberação de biogás; condições favoráveis para o crescimento de bactérias metanogênicas; e a velocidade ascensional do líquido através da manta de lodo. Beddow (2010) cita ainda que, para se alcançar o desenvolvimento de lodo granular dentro do UASB, deve-se manter um regime de fluxo ascendente que proporcione a seleção de microrganismos que se agregam e uma adequada separação de sólidos, líquidos e gás, de maneira que se evite a lavagem de grânulos de lodo.

As características do vinhoto se tornam favoráveis para o desenvolvimento de lodo granulado em sistemas UASB, visto que, apresenta relativamente pouco material em suspensão, baixa concentração de macronutrientes em relação à matéria orgânica presente e alta concentração de cálcio, além de ter alta concentração de ácidos graxos voláteis.

De acordo com Chernicharo (2007), no leito de lodo do reator UASB, a biomassa é muito densa e apresenta uma boa característica de sedimentação, e dependendo da natureza do lodo de sementeira, das características do afluente e das condições operacionais do reator, pode-se desenvolver um lodo granulado com diâmetros variando de 1 a 5 mm.

Nos apêndices estão descritos as metodologias e os procedimentos dos testes de AME (Apêndice A), sedimentabilidade (Apêndice B) e granulometria (Apêndice C) que foram realizados neste trabalho.

2.7 Efeitos tóxicos

2.7.1 Biocidas

A produção de etanol no Brasil é atualmente realizada pelo processo de fermentação em batelada alimentada ou contínuo, com reciclo de células de leveduras, de forma que contaminantes bacterianos são também reciclados e podem causar problemas devido à competição pelo mesmo substrato. O controle bacteriano é feito pela adição de ácido sulfúrico na lavagem das células do fermento ou utilizando-se biocidas. (Meneghin; Almeida; Antoni, 2008).

Dentre os biocidas utilizados em usinas alcooleiras, dois estão apresentados neste trabalho: o biocida Kamoran WP e o Nalco® BDI8008. O biocida Kamoran WP é

indicado para uso exclusivo em fermentação alcoólica. Testes realizados no Brasil demonstram que o Kamoran WP é um agente bactericida ao nível de 3 ppm calculado sobre um volume de vinho antes da centrifugação. O Kamoran WP é efetivo principalmente contra bactérias gran-positivas como:

<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Lactobacillus plantarum</i>
<i>brevis</i>	<i>fermentum</i>
<i>megaterium</i>	<i>vaccinostercus</i>
<i>coagularis</i>	<i>buchneri</i>
<i>Leuconostoc mesenteroides</i>	<i>yamanashiensis</i>
<i>acidilactici</i>	<i>coryniformis</i>

O Kamoran é um constituinte em pó cristalino, de cor branca a marrom, com odor característico, apresenta pH 6,9, é levemente solúvel em água e apresenta ponto de fusão de 2067 a 269°C.

O Biocida Nalco® BDI8008 é um composto orgânico à base de Etanol, portanto, inflamável. É um constituinte líquido, na cor vermelho claro - âmbar escuro, odor característico. Algumas informações como pH, ponto de fusão, não foram fornecidas pelo fabricante.

A utilização de biocidas para o controle bacteriano, na produção do etanol, pode ser uma alternativa inconveniente devido à possibilidade de o vinho sair da produção contaminado com os biocidas aplicados na etapa da fermentação do vinho e acabar se tornando tóxico para o lodo de algum sistema quando submetido a algum tipo de tratamento, principalmente o anaeróbio, tendo em vista a sensibilidade das bactérias nesse sistema.

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Introdução

Para gerar lodo anaeróbio granulado e de alta atividade, foram operados quatro reatores anaeróbios do tipo UASB-Y de fluxo ascendente, alimentados com vinhoto e inoculados com lodo anaeróbio sanitário e lodo gerado numa unidade de tratamento industrial. A descrição dos sistemas, os procedimentos operacionais e analíticos serão descritos neste capítulo.

A investigação experimental foi conduzida no laboratório do grupo de pesquisa do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) da Universidade Federal de Campina Grande.

A pesquisa foi realizada num período de nove meses contemplando duas fases: de Julho a Dezembro/2009 Fase I, e de Abril a Setembro/2010 a Fase II.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Descrição dos Reatores

Nas duas fases, o sistema experimental era composto de quatro reatores UASB-Y de fluxo ascendente, nomeados R1, R2, R3 e R4, em escala de bancada, operando com velocidades, vazões e TDH diferentes para cada fase do experimento.

Os quatro reatores possuem a mesma configuração, cujas características principais estão apresentadas na Tabela 3.1. Os reatores foram fabricados a partir de tubos PVC, e constituídos de um corpo cilíndrico (parte vertical), e um braço, também cilíndrico, formando um ângulo de 45°(parte inclinada). O ponto onde o braço era conectado ao reator UASB distava 0,90 metros da sua base inferior. Na extremidade livre do braço situa-se o ponto de descarga do efluente. Uma mangueira plástica conduz o efluente para os tanques de descarte e alimentação.

Tabela 3.1 Configuração dos Reatores UASB-Y.

Dimensões	R1, R2, R3 e R4
Volume (l)	10,5
Altura (m)	1,2
Área (m ²)	0,0078
Ø Corpo (mm)	100
Ø Braço (mm)	75

Nesses reatores podem ser distinguidas três zonas: zona de digestão (na base do reator – parte vertical), zona de separação gás-sólido e gás-líquido (parte vertical), e zona de sedimentação e descarte do efluente, zona de separação sólido-líquido (parte inclinada). Devido a essa configuração são denominados reatores UASB-Y.

O dispositivo de alimentação de cada reator é composto de uma garrafa PET de 2 litros, cortada ao meio, e invertida para o aproveitamento do formato funil, acoplada a um tubo em PVC fixado do lado externo da base superior acima do nível do líquido contido nos reatores UASB-Y. Na boca da garrafa descia uma mangueira plástica até a base inferior do reator onde está o ponto de entrada do afluente, contendo um registro do tipo PVC situado na parte frontal do corpo do reator e distando 10 cm da base inferior. O ponto de descarga do lodo, utilizado sempre quando era preciso ser feita a caracterização do lodo, situava-se ao lado do ponto de entrada do afluente, possuía também um registro em PVC, com curva e 3/4 " diâmetro.

O sistema possui coletores de gás do tipo Mariottis, um para cada reator. Dois registros localizados na base inferior dos Mariottis controlavam a entrada e saída do gás. Nos Mariottis continham uma solução de alcalina, que era deslocada pelo biogás, permitindo sua medição. A Figura 3.1 mostra um desenho esquemático de uma das unidades UASB-Y utilizados na pesquisa e a Figura 3.2 mostra uma foto do sistema experimental formado pelo conjunto dos quatro reatores acoplados aos coletores de gás e coletores de efluentes.

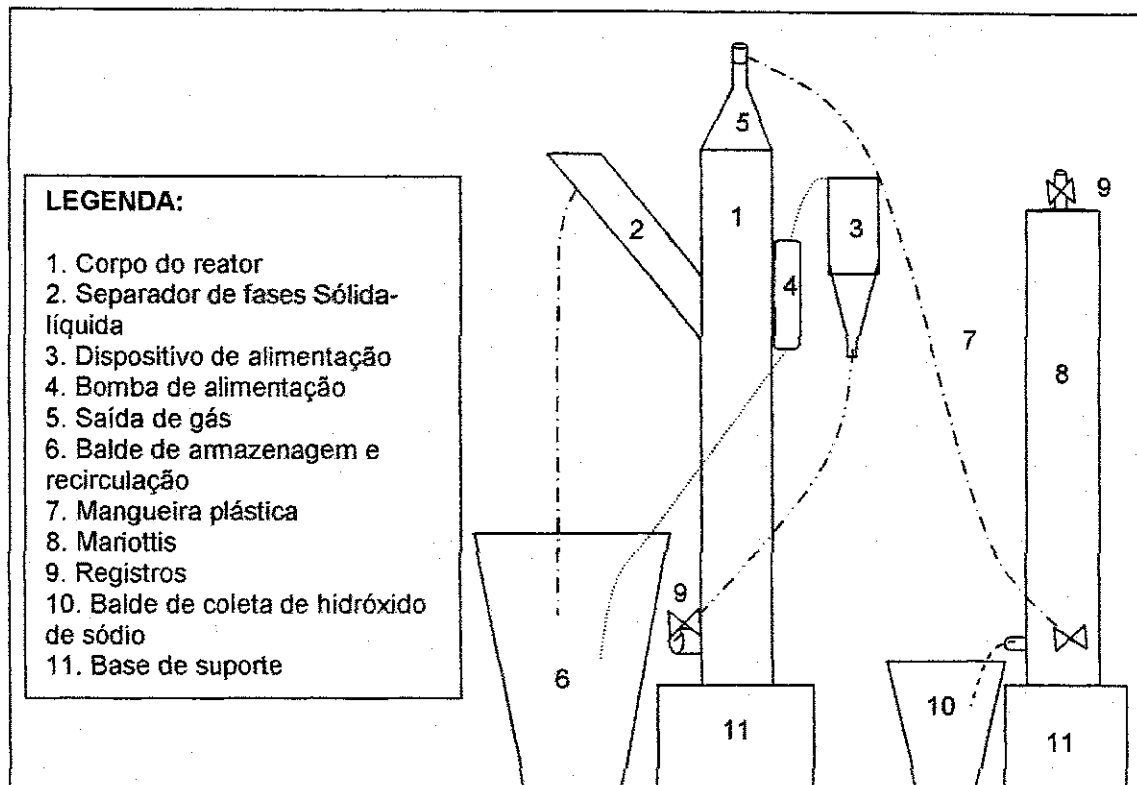


Figura 3.1 Representação esquemática da unidade UASB-Y, escala de bancada utilizada nas duas fases da pesquisa.
Obs.: fora de escala

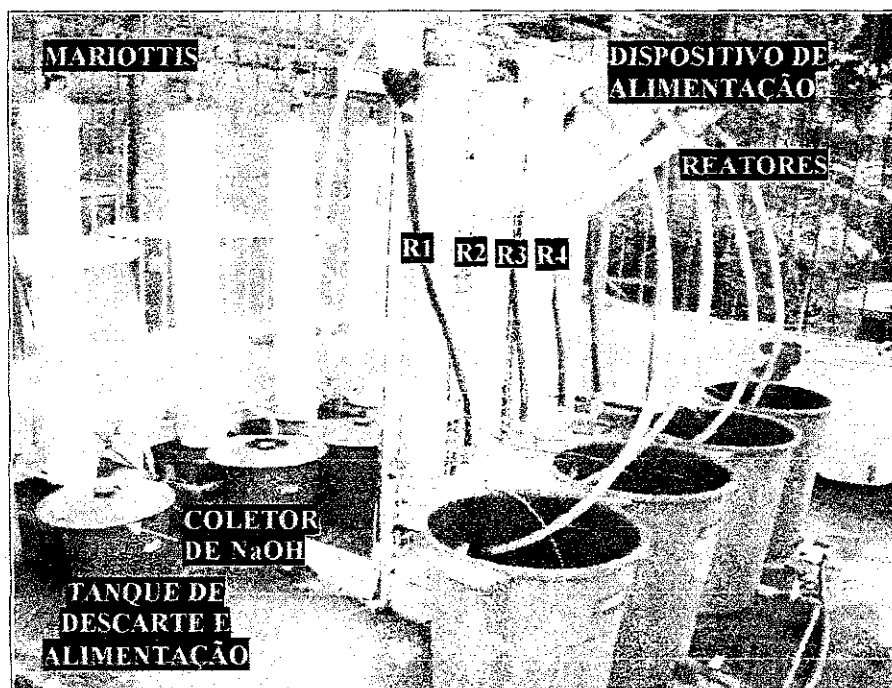


Figura 3.2 Foto do sistema experimental, utilizado na pesquisa, vendo-se os reatores UASB-Y, os dispositivos de alimentação, descarte e medição de metano (Mariottis).

3.2.2 Inoculação

As investigações experimentais foram divididas em duas Fases: I e II. Na Fase I foi utilizado como inóculo o lodo advindo de um reator anaeróbio do tipo IC (internal circulation) que trata os efluentes de uma indústria de refrigerante (lodo industrial ou LI).

Na Fase II utilizou-se como inóculo lodo sanitário (LS) misturado com o lodo industrial já referenciado (lodo LI). O lodo sanitário foi gerado a partir do esgoto de Campina Grande, num reator UASB, tendo se diferentes proporções de lodo industrial inoculados nos reatores junto ao lodo sanitário. O reator R4 foi mantido como reator de referência, somente com lodo sanitário, e a partir da massa de SVS deste (163 g) foi adicionado o lodo industrial nas proporções citadas acima.

Antes da inoculação nos reatores, em cada fase, o lodo foi caracterizado em termos de concentração de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis Totais (SVT). A massa de lodo inoculado foi determinada multiplicando-se as concentrações de sólidos pelo volume de lodo inoculado, aproximadamente $\frac{1}{4}$ do volume do reator (Equação 3.1). A Tabela 3.2 apresenta a caracterização dos sólidos do lodo inóculo para a Fase I e Fase II.

$$M = C \cdot V \quad (3.1)$$

Onde:

M= massa de lodo inoculada

C = concentração de sólidos

V = volume de lodo inoculado

Tabela 3.2 Caracterização do lodo inóculo nas duas Fases da pesquisa.

Dia de inóculo	Fase	Lodo	Concentração de sólidos	
			ST (g/l)	SVS (g/l)
14/07/2009	I	LI	54	42
07/04/2010	II	LI	44	37,4
		LS	62,5	34,9

3.2.3 Alimentação

Durante a pesquisa foram utilizados dois lotes de vinhoto provenientes de uma destilaria. O vinhoto era transportado em carro-pipa com capacidade para 6.000 litros até o local do experimento onde era armazenado em um tanque com capacidade para 5.000 litros. Diariamente o vinhoto era bombeado para um reservatório com capacidade para 100 litros, para alimentar dos reatores. As Figuras 3.3 e 3.4 mostram as fotos dos tanques de armazenamento do vinhoto durante a pesquisa.

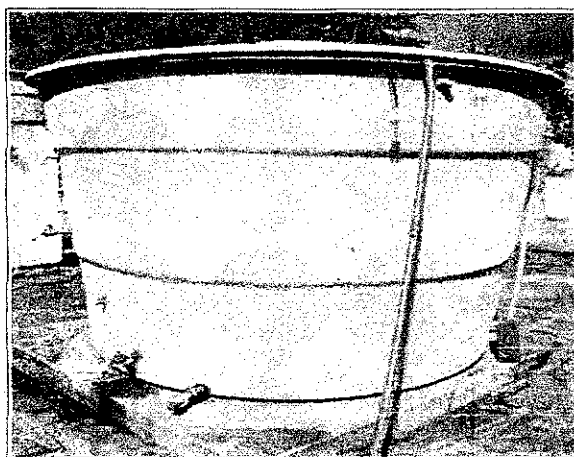


Figura 3.3 Tanque de armazenamento do vinhoto (5.000 litros)



Figura 3.4 Tanque de armazenamento do vinhoto para alimentação diária (100 litros)

A alimentação dos reatores era realizada diariamente e o volume de vinhoto utilizado era determinado de acordo com carga de DQO a ser aplicada nos reatores. A Tabela 3.3 apresenta a variação da DQO do vinhoto e a variação da carga aplicada durante a operação, assim como mostra a alimentação no período de operação das duas fases da pesquisa.

Tabela 3.3 Alimentação com vinhoto nas Fases I e II.

Fase	Operação (semana)	Afluente	DQO (g/l) In natura (variação)	Carga Aplicada (gDQO/dia) (variação)
I	16	ARDE*	5 a 15	30 a 150
II	14	ARDA**	20 a 40	20 a 150

* Afluente Recirculado (vinhoto diluído com efluente)

** Afluente Recirculado (vinhoto diluído com água)

Fase I

O sistema funcionou com recirculação do afluente composto pela mistura do efluente tratado nos reatores com o volume de vinhoto adicionado. A alimentação era realizada diariamente, retirando-se um volume do efluente recirculado e completando com o mesmo volume de vinhoto. Ao longo do período de operação, os reatores trabalharam sobrecarregados, iniciando com uma carga de DQO aplicada de 44g/dia, tendo-se sofrido variações com aumentos ou reduções de cargas. O aumento ou a redução da carga orgânica era feito considerando a estabilidade do reator, através das variáveis: alcalinidade, AGV e eficiência de remoção.

Fase II

Nessa fase, inicialmente os reatores foram alimentados com vinhoto diluído em água, sem recirculação, e com velocidade ascendente, cargas hidráulicas e tempo de permanência hidráulica constantes. Essa alimentação durou apenas duas semanas visto que estava difícil o controle dos parâmetros de estabilidade e de desempenho dos reatores.

Passou-se, então, a recircular o afluente utilizando-se tambores de 60 litros nos quais o vinhoto era diluído em água de torneira, mantendo-se as mesmas cargas hidráulicas anteriormente citadas. Após seis semanas com essa operação houve uma nova mudança na alimentação dos reatores, onde a carga orgânica passou a ser aplicada considerando a atividade metanogênica do lodo de cada reator. Essa alimentação permaneceu com aumentos gradativos de cargas de DQO até atingir cargas máximas. Como mostra a Equação 3.2, a carga aplicável foi determinada pelo produto da massa de SVS (g) com AME do lodo de cada reator. Para a avaliação da carga a ser aplicada utilizou-se a AME do lodo referente ao vinhoto como substrato. A massa de lodo nos reatores diminuiu nas seis semanas de operação. Em contraste a atividade metanogênica aumentou significativamente após seis semanas de operação aplicando cargas elevadas. Sabendo a massa de lodo e a AME, calculam-se as cargas aplicáveis para cada reator como:

$$\text{Carga Aplicável} = m_{(SVS)} * AME \quad (3.2)$$

Onde:

$m_{(SVS)}$ = massa de sólido voláteis (g SVS)

AME = Atividade Metanogênica Específica ($\text{gDQO.SVS}^{-1}.\text{dia}^{-1}$)

Correção do pH

Para controlar o pH, utilizou-se alcalinizante numa quantidade de acordo com os valores de pH do efluente (representativo do conteúdo dos reatores), tentando mantê-lo em torno de 7,0. Na Fase I só foi aplicado alcalinizante nas duas primeiras semanas, período em que estava sendo acumulado o efluente para a recirculação, a recirculação com o próprio efluente proporcionava manter uma alcalinidade no efluente que tamponava o sistema. Já na Fase II foi aplicado alcalinizante diariamente, visto que apesar de ter recirculação, a diluição do vinhoto não era com o próprio efluente que contribui para o tamponamento do sistema, mas sim com água, tendo-se que diariamente trocar o efluente tratado por uma nova alimentação.

3.2.4 Parâmetros operacionais dos reatores UASB-Y

Cada fase foi operada com diferentes regimes operacionais. Em cada fase da pesquisa os reatores foram operados com velocidades ascensionais (V_{asc}) e vazões (Q) diferenciadas, estabelecendo-se diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH). Por conta da recirculação, os reatores trabalharam com o TDH muito baixo para os quatro reatores nas Fases I e II.

3.2.5 Quantificação da produção de lodo

Na Fase I, o crescimento do lodo no interior dos reatores foi avaliado a partir da quantificação do lodo no interior dos reatores e deles expulso ao longo do período de operação. A massa de lodo produzida foi determinada em termos de: total no período (TP); diária: média no período (MD); por carga média de DQO removida e diária por metro cúbico de reator (PD_{reator}). A média diária de lodo produzido no período foi calculada como a razão entre a massa total de lodo produzido no período pelos dias de operação (Equação 3.5). Com a carga de DQO média removida no período e a produção média diária de lodo, calculou-se a produção de lodo por DQO removida (Equação 3.6). A produção diária de lodo por metro cúbico de reator (PD_{reator}) foi

calculada através da relação entre a produção média diária no período e o volume dos reatores (Equação 3.7).

Cálculos para a Produção de Lodo

$$Lodo_{produzido} = (m_{lodo} - m_{inóculo}) + m_{lodo\ expulso} \quad (g) \quad (3.3)$$

$$TP = \sum Lodo_{produzido} \quad (3.4)$$

$$MD = m_{total} / t \quad (3.5)$$

$$M_{DQO_{removida}} = MD / CM \quad (3.6)$$

$$PD_{reator} = MD / V_{reator} \quad (3.7)$$

Onde:

TP = Total no período (g)

MD= diária: média no período (g/dia)

$M_{DQO_{removida}}$ = média de $DQO_{removida}$ no período (g/g $DQO_{removida}$)

PD_{reator} = Produção diária por metro cúbico de reator (g/m³/dia)

CM= carga média de $DQO_{removida}$ (g $DQO_{removida}$ /dia)

m_{total} = massa total de lodo produzida (g)

m_{lodo} = massa de lodo produzida (g)

$m_{inóculo}$ = massa do lodo inóculo (g)

$m_{lodo\ expulso}$ = massa de lodo expulsa (g)

V_{reator} = volume do reator (litros/m³)

t= tempo de operação (dias)

Durante a operação na Fase II, não foi verificado a expulsão de lodo nos reatores, portanto, apenas o lodo produzido dentro dos reatores foi quantificado apenas quanto ao crescimento da massa de lodo.

3.2.6 Coleta e quantificação do gás metano

Para quantificar somente o gás metano, os Mariottis foram cheios diariamente com uma solução de hidróxido de sódio a 3%, contendo indicador de fenolftaleína. Essa solução servia para remover o gás carbônico da fase gasosa para a fase líquida, permitindo medir apenas o gás metano, o qual, para a pesquisa, era o gás de interesse.

Preparava-se a solução de hidróxido de sódio com fenolftaleína, a qual era transferida para os Mariottis enchendo-os por completo. O metano produzido nos reatores ao entrar nos Mariottis deslocava igual volume da solução. O líquido deslocado era coletado em baldes, com capacidade para 20 litros, para ser quantificado posteriormente. O líquido coletado era pesado numa balança digital. O peso era convertido a volume, considerando-se que um quilograma em peso corresponde a um litro.

Falhas no equipamento de coleta e armazenamento do gás metano dificultaram a medição do mesmo, uma vez que houve perda de gás por vazamentos nas mangueiras e também nos registros dos Mariottis. As falhas foram sendo corrigidas ao longo da operação, mas não garantiram uma medição correta, e, portanto, os resultados obtidos não foram analisados como tópico de discussão nesse trabalho.

3.2.7 Variáveis e Testes analisados

Variáveis analisadas

O tratamento anaeróbio do vinhoto e a evolução do lodo dentro dos reatores foram avaliados fazendo-se o monitoramento diário do sistema através do controle operacional e análises laboratoriais. As análises laboratoriais seguiram os métodos descritos no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 19ª Edição, publicado pela American public Health Association (APHA), em 1995. A exceção foi a determinação da alcalinidade e dos ácidos graxos voláteis, que seguiram o método de Kapp (1984). As análises das variáveis, assim como todos os ensaios com os lodos e vinhoto, foram realizadas no Laboratório do PROSAB. Na Tabela 3.4 estão descritos os parâmetros físico-químicos analisados e seus respectivos métodos analíticos.

Tabela 3.4 Parâmetros físico-químicos analisados no monitoramento dos reatores UASB-Y e seus respectivos métodos analíticos.

Parâmetros	Métodos	Referência
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /l)	Potenciométrico	Kapp(1984)
Alcalinidade Bicarbonato (mgCaCO ₃ /l)	Potenciométrico	Kapp(1984)
Ácidos Graxos Voláteis (mgHAc/l)	Potenciométrico	Kapp(1984)
DQO (gO ₂ /l)	Refluxação Fechada	APHA <i>et al.</i> (1995)
Sólidos Totais (g/l)	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Sólidos Voláteis (g/l)	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1995)

Testes realizados

Além dos parâmetros físico-químicos para avaliar a qualidade e a evolução do lodo produzido nos reatores UASB-Y outros ensaios foram realizados, tais como:

- AME - Atividade Metanogênica Específica do Lodo
- Sedimentabilidade do lodo
- Granulometria do lodo
- Toxicidade

Atividade Metanogênica Específica - AME

Para realizar o teste da atividade metanogênica específica (AME) do lodo produzido nos reatores foram utilizados três diferentes substratos: acetato, sacarose e vinhoto. A razão de se usar os três substratos pode ser assim explicada: acetato porque é o substrato usualmente usado nos testes da AME, já que pode ser utilizado diretamente pelas bactérias metanogênicas; sacarose porque, na indústria de refrigerantes e cerveja, este é o substrato usado para o teste da AME e para o qual as bactérias metanogênicas respondem bem e, por fim, vinhoto porque se pretendia estabelecer uma base de referência para avaliar a adaptação do lodo ao vinhoto. Para cada fase do experimento foi realizado um teste verificando a qualidade do lodo inóculo e outros testes ao longo do período de operação dos reatores. O procedimento metodológico encontra-se no Apêndice A.

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 Introdução

Neste capítulo estão apresentados os resultados dos parâmetros de controle analisados durante as duas fases da pesquisa na qual lodo anaeróbio foi adaptado ao tratamento do vinhoto em reatores UASB.

Os lodos utilizados nas Fases I (lodo industrial) e II (mistura de lodo sanitário com lodo industrial) foram caracterizados quanto à concentração de Sólidos Totais (ST) e Voláteis (STV). O controle operacional dos reatores foi realizado através de indicadores de estabilidade, tais como, pH, Alcalinidade total (AT), Alcalinidade de bicarbonato (AB) e Ácidos graxos voláteis (AGV), e de desempenho, como a eficiência de remoção da matéria orgânica em termos de DQO.

Além dos indicadores físico-químicos de estabilidade e desempenho, outros testes foram realizados para avaliar o crescimento e a qualidade do lodo durante sua adaptação, tais como atividade metanogênica específica (AME), sedimentabilidade, granulometria e toxicidade.

Os dados obtidos das duas fases operacionais foram analisados utilizando-se Estatística Descritiva. Também estão apresentados tabelas e gráficos apresentando a evolução temporal dos valores obtidos nos testes realizados ao longo da pesquisa.

4.2 Caracterização do inóculo

Na Fase I a alimentação com o vinhoto teve início no dia 06 de agosto e como já descrito no capítulo anterior, foi utilizado lodo de um reator anaeróbio tratando efluente de cervejaria.

Na Fase II, como já descrito, em 07 de abril de 2010 foi inoculado nos reatores R1, R2 e R3 uma mistura de lodo sanitário com lodo industrial (cervejaria). O reator R4 foi inoculado apenas com lodo sanitário.

4.3 Avaliação do desempenho dos reatores

Cargas orgânicas x Avaliação da eficiência de remoção

Sedimentabilidade

No final do período de operação dos reatores R1, R2, R3 e R4, em cada fase da pesquisa foram realizados testes de sedimentabilidade do lodo. Para o teste de sedimentabilidade utilizou-se o método dinâmico proposto por Leitão (2004), cuja metodologia está descrita no Apêndice B. Durante os testes, aplicaram-se diferentes vazões. Para cada vazão, media-se a altura da camada de lodo expandido. A vazão aplicada e a área do tubo davam a velocidade do fluxo; a altura da camada de lodo expandido e a concentração do lodo davam a massa de lodo expandida.

Granulometria

Para estabelecer o diâmetro médio dos grânulos do lodo formados e a variabilidade do diâmetro destes foram realizados testes de granulometria, cuja metodologia está descrita no Apêndice C. Nesses testes utilizou-se um conjunto de peneiras com malhas de diferentes diâmetros.

Toxicidade

Os biocidas utilizados foram cedidos pela destilaria sendo uma (Bio-l) em forma de solução e outra (Bio-s) em forma de sólido. A toxicidade dos dois biocidas sobre o lodo foi avaliada através de testes de Atividade Metanogênica Específica – AME. Para os testes foi utilizada uma amostra de lodo anaeróbio de cervejaria, com características semelhantes ao lodo da Fase I. Foram realizados dois testes com diferentes dosagens de biocidas: no primeiro teste as dosagens foram 0, 2, 4, 5, 8 e 10 mg//, e no segundo teste dosagens de 0, 0,5, 1, 1 ½, 2, 5 e 10 mg// para o biocida Bio-l e dosagens de 0, 2,5, 5, 7,5, 10, 25 e 50 mg// para o Bio-s. Depois de concluído o 1º teste com o Bio-l, este foi submetido a um novo teste sem a adição de biocida para verificar a possibilidade de recuperação da AME. Os procedimentos dos testes estão descritos no Apêndice D.

Na Fase I, ao longo das dezesseis semanas de operação (aproximadamente 101 dias), os reatores trabalharam com cargas máximas. A Figura 4.1 mostra a evolução temporal da variação das cargas orgânicas aplicadas.

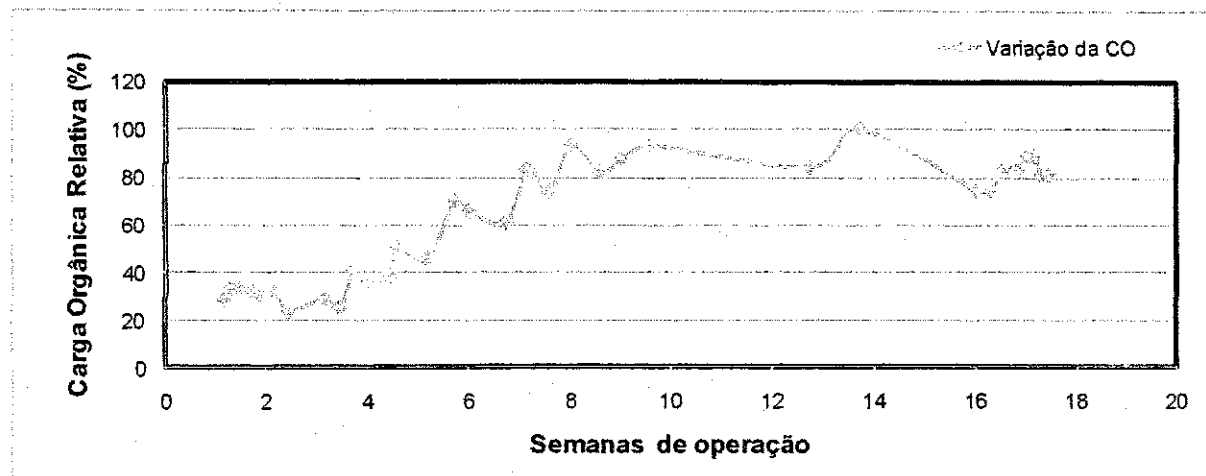


Figura 4.1 Evolução temporal da carga orgânica aplicada nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a Fase I.

A Figura 4.2 apresenta a evolução temporal relacionando a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção de DQO nos reatores R1, R2, R3 e R4. Observa-se que a eficiência de remoção está relacionada com a carga orgânica volumétrica. Inicialmente, nos quatro reatores a COV foi muito menor, tendendo a uma eficiência acima de 80%. Com o aumento da carga ao longo da operação, a eficiência tendeu a diminuir, tendo-se assim que reduzir as cargas de DQO aplicadas. Ao final da operação os reatores estavam com eficiência na faixa de 30 a 60%.

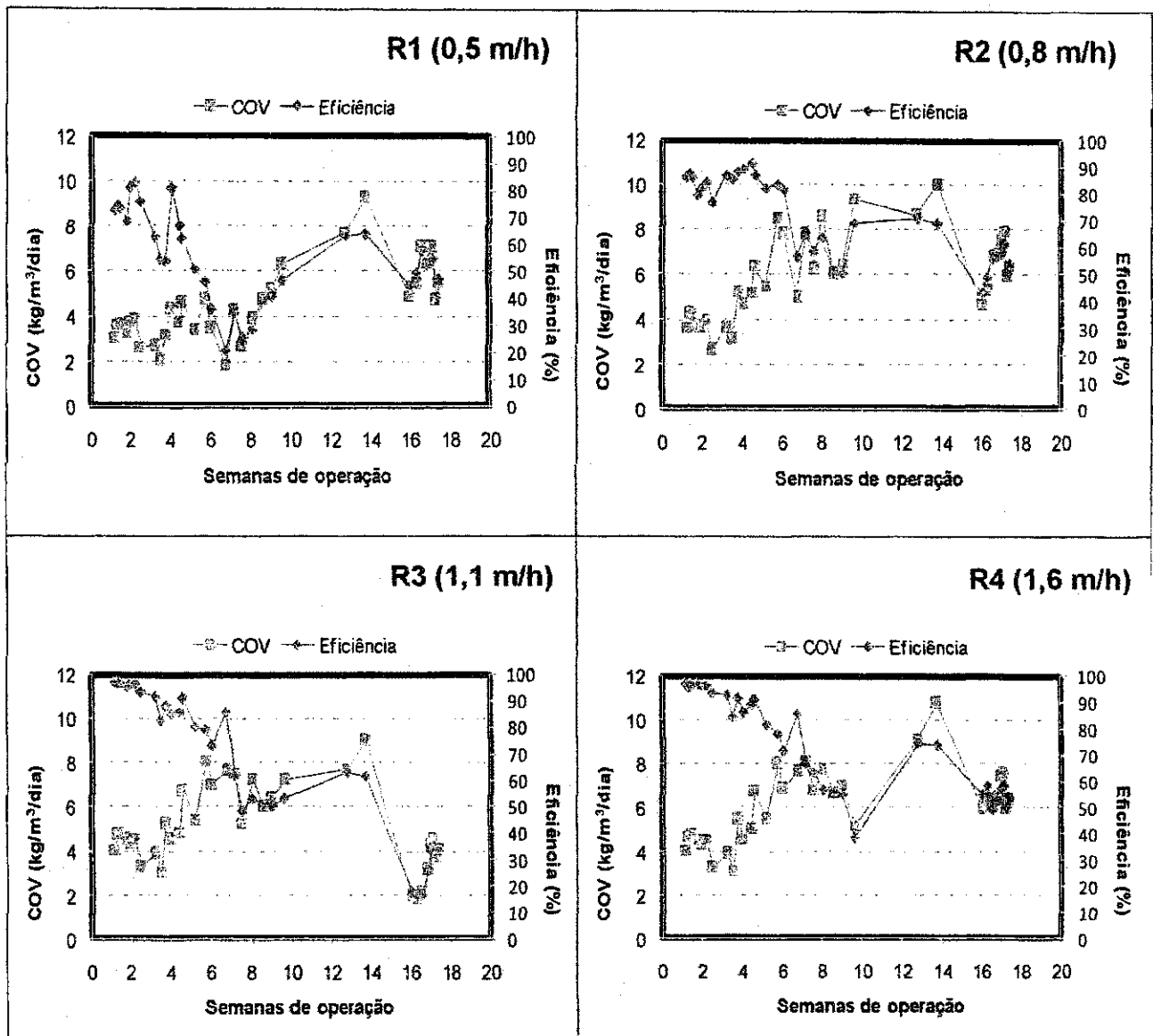


Figura 4.2 Evolução temporal da carga orgânica volumétrica e da eficiência de remoção nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a Fase I.

Na Fase II, ao longo das quatorze semanas de operação (aproximadamente 94 dias), os reatores trabalharam com cargas orgânicas semelhantes até a 6ª semana. Após esta, a carga orgânica foi aplicada considerando a AME do lodo de cada reator. A Figura 4.3 mostra a variação das cargas aplicadas ao longo da operação.

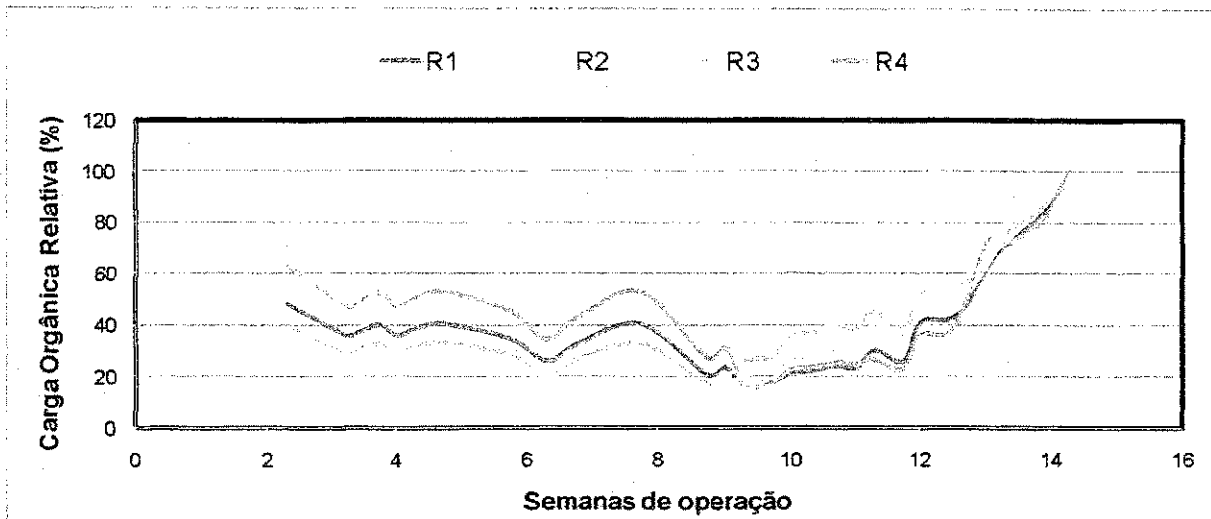


Figura 4.3 Variação da carga orgânica aplicada ao longo da operação dos reatores na Fase II.

Assim como na Fase I, na Fase II, inicialmente, trabalhou-se com carga máxima e, à medida que se aumentava a carga orgânica aplicada a eficiência tendia a diminuir. Após o controle da carga orgânica através da AME houve o aumento da eficiência nos quatro reatores. A Figura 4.4 apresenta a evolução temporal da carga orgânica volumétrica e da eficiência de remoção de DQO nos reatores R1, R2, R3 e R4.

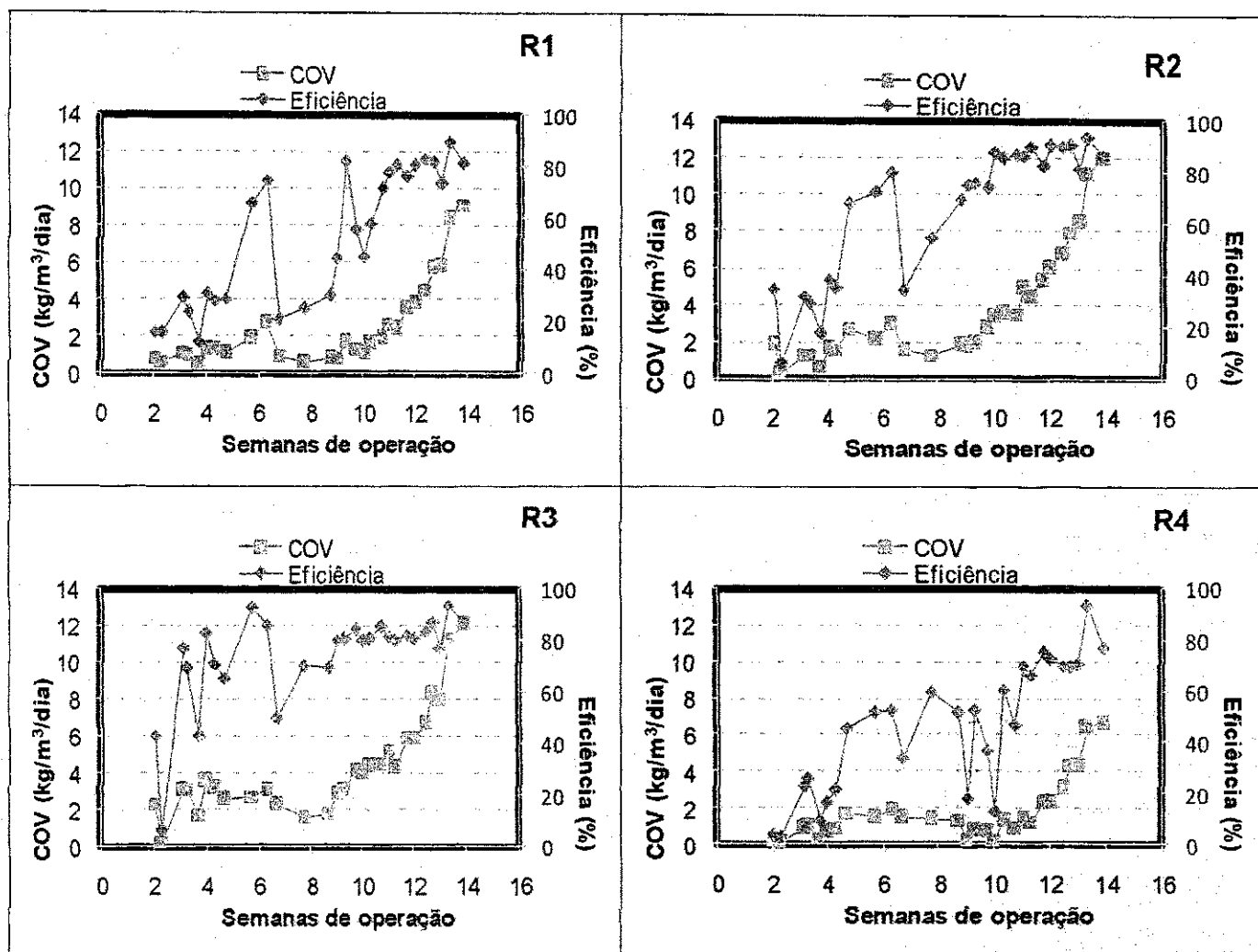


Figura 4.4 Evolução temporal da carga orgânica volumétrica e da eficiência de remoção nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a Fase II.

4.4 Avaliação da estabilidade dos reatores

A análise descritiva mostra que, na Fase I, o pH se manteve próximo ao valor neutro (7,0) nos reatores R1, R2, R3 e R4, com médias nos afluentes de 6,6, 6,8, 6,5 e 6,9 e nos efluentes de 7,1, 7,3, 6,9 e 7,3 respectivamente. Os valores médios analisados da alcalinidade total no afluente foram de 2009, 1853, 1681 e 1693 mg $\text{CaCO}_3//$ e no efluente de 2490, 2408, 2243 e 2243 mg $\text{CaCO}_3//$ para R1, R2, R3 e R4, respectivamente. A alcalinidade de bicarbonato, nos afluentes, foi em média de 757, 1016, 892 e 1103 mg $\text{CaCO}_3//$ e nos efluentes de 1342, 1757, 1305 e 1477 mg $\text{CaCO}_3//$ para R1, R2, R3 e R4 respectivamente. Quanto ao AGV as médias nos afluentes foram de 2490, 1657, 1562 e 1164, e nos efluentes de 2279, 1299, 1838 e 1532 mg $\text{HAc}//$. Os gráficos da evolução temporal de pH, AT, AB e AGV estão apresentados na Figura 4.5.

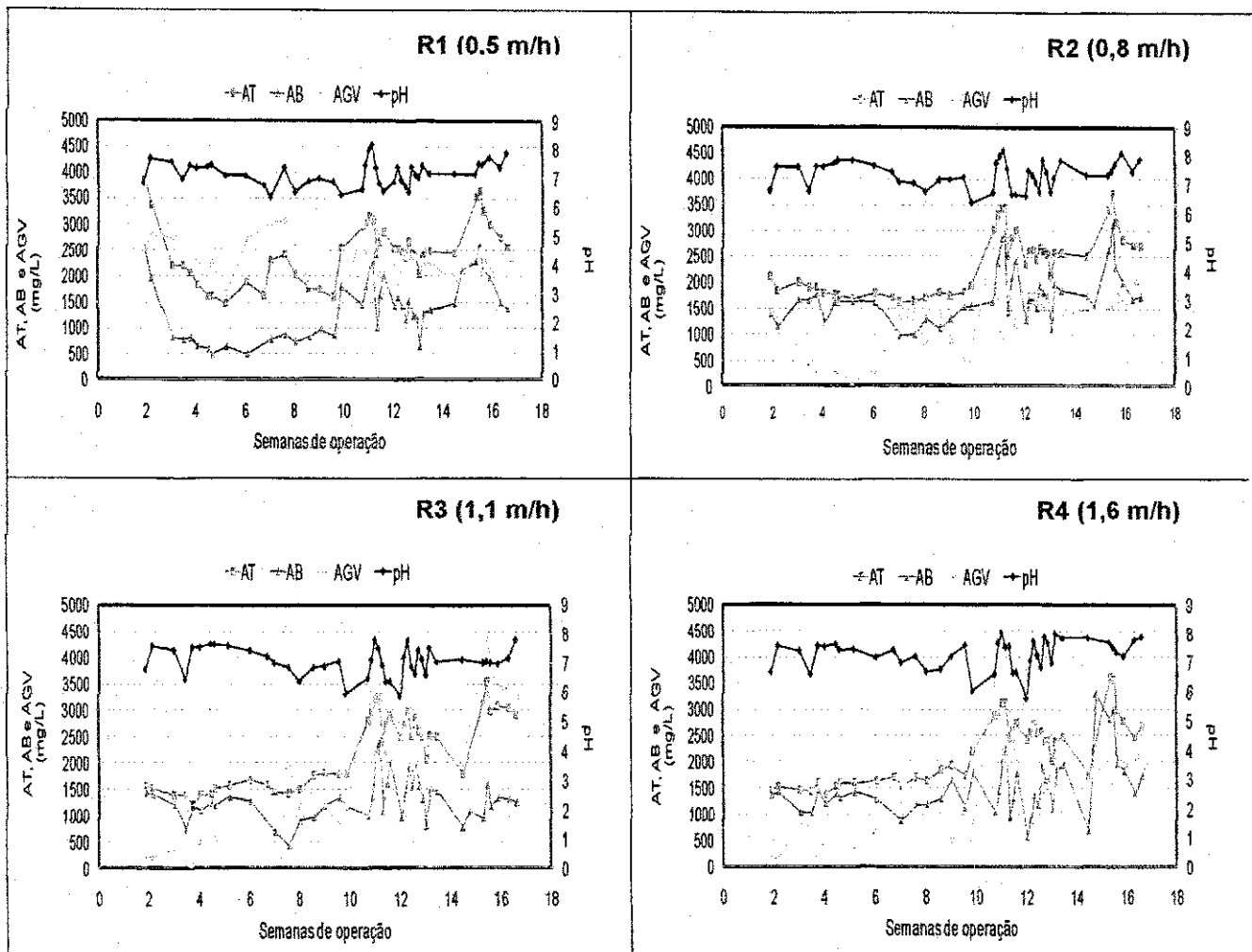


Figura 4.5 Evolução temporal dos valores de AT, AB, AGV e pH no Efluente (EF) dos quatro reatores R1, R2, R3 e R4 ao longo da operação na Fase I.

Na Fase II, com relação aos parâmetros de estabilidade, foram analisadas amostras apenas no efluente (EF). A análise descritiva mostra que o pH se manteve próximo ao valor neutro nos quatro reatores R1, R2, R3 e R4, com médias no efluente de 6,9, 7, 7, 7, respectivamente. A alcalinidade total apresentou médias de 277 (R1), 303 (R2), 349 (R3) e 258 (R4) mgCaCO_3/l . Para alcalinidade de bicarbonatos os valores médios no efluente foram 184, 228, 283, 173 mgCaCO_3/l para R1, R2, R3 e R4 respectivamente, enquanto que o AGV apresentou médias de 177, 167, 150 e 175 mgHAc/l . Os gráficos da evolução temporal do pH, AT, AB e AGV estão apresentados na Figura 4.6.

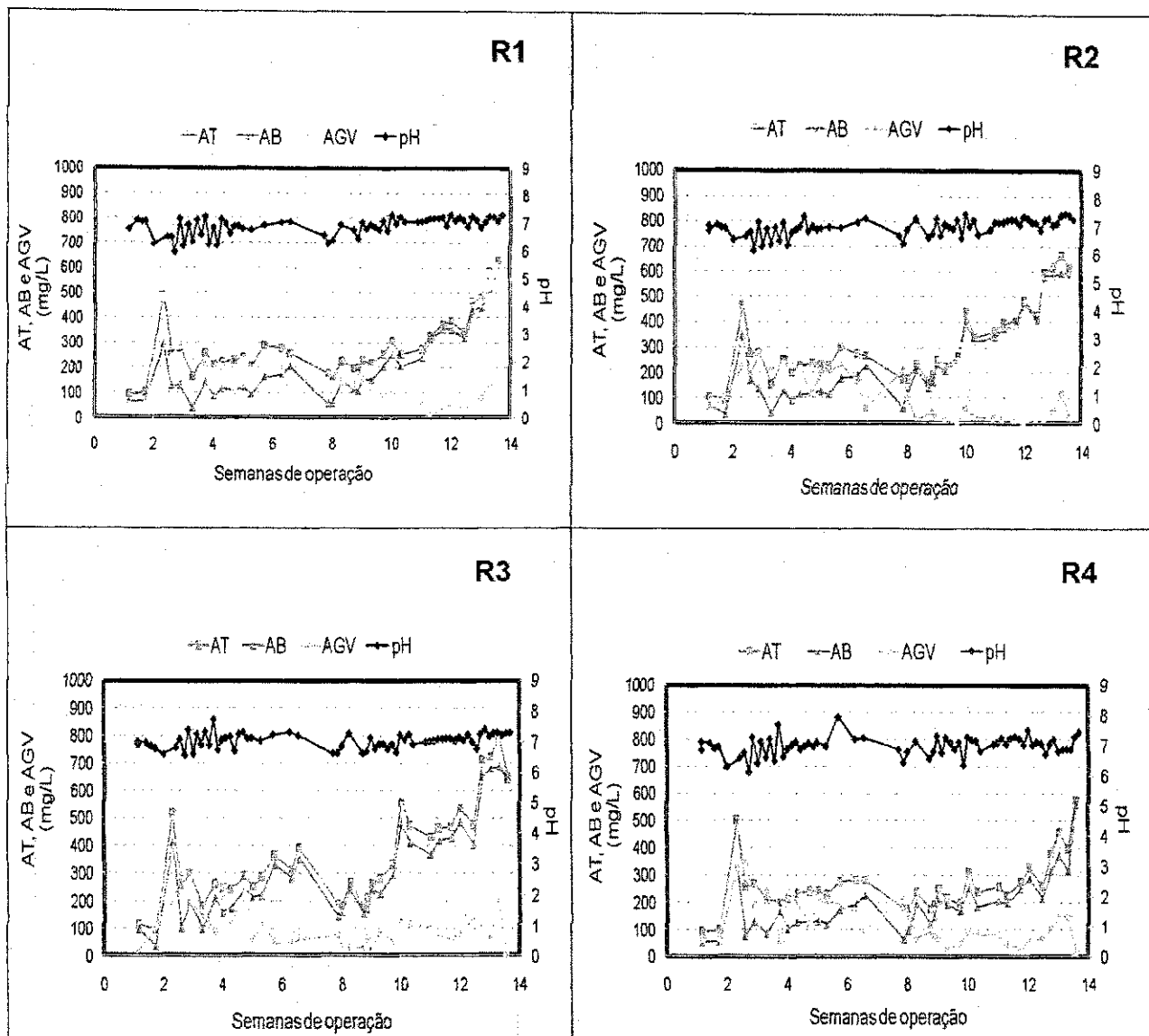


Figura 4.6 Evolução temporal dos valores de AT, AB, AGV e pH nos efluentes (EF) dos quatro reatores R1, R2, R3 e R4 ao longo da operação na Fase II.

4.5 Caracterização e evolução do lodo

Massa e produção de lodo

Na Fase I, ao longo do período de operação foi quantificada a massa de lodo expulsa e acumulada nos reatores. A partir dessas duas massas, foi estimada a massa de lodo produzida. A Tabela 4.1 contém a massa de lodo inoculada e quantificada nos reatores ao longo da operação. A Tabela 4.2 contém a massa de lodo expulsa dos reatores durante os períodos compreendidos entre duas quantificações subsequentes. A Tabela 4.3 contém a produção de lodo entre duas avaliações subsequentes, calculada, somando-se a massa de lodo acumulada (Tabela 4.1) com a massa de lodo expulsa (Tabela 4.2). A Tabela 4.4 apresenta a massa de lodo produzida em termos de total no

período; por média no período; por carga média de DQO removida e diária por metro cúbico de reator. A última coluna da Tabela 4.4 contém a média da carga de DQO removida durante o período de operação.

Na Tabela 4.2 observa-se que no 3º período de avaliação da massa de lodo (de 14/09 a 08/10 – 24 dias) foi o de menor expulsão de lodo e também de menor crescimento (exceto para o reator R4). Nesse período os reatores acidentalmente foram alimentados com uma carga 10 vezes superior a que vinham sendo alimentados, obrigando a interrupção da alimentação por aproximadamente 2 semanas.

Tabela 4.1 Massa (g) de lodo contida nos reatores no período compreendido entre duas avaliações subsequentes.

Data	R1 (0,5 m/h)		R2 (0,8 m/h)		R3 (1,1 m/h)		R4 (1,6 m/h)	
	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT
14/7	217	168	217	168	217	168	217	168
20/8	231	179	219	157	271	195	205	153
16/9	241	179	214	162	211	159	292	228
13/10	240	181	238	189	215	161	346	258
01/12	238	168	243	190	227	174	506	343

Tabela 4.2 Massa de lodo expulsa (g) no período compreendido entre duas avaliações subsequentes.

Reator	20/08 (29 dias)		14/09 (25 dias)		08/10 (24 dias)		01/12 (23 dias)		Total (101 dias)	
	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT
R1	123	85	87	66	8	3	123	78	341	232
R2	57	37	129	89	15	6	83	52	284	184
R3	23	16	149	89	24	11	57	38	253	154
R4	27	19	151	83	78	7	75	46	331	155

Tabela 4.3 Massa de lodo produzido (g) no período compreendido entre duas avaliações subsequentes.

Reator	20/08 (29 dias)		14/09 (25 dias)		08/10/ (24 dias)		01/12 (23 dias)	
	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT
R1	137	96	97	66	7	5	121	75
R2	59	26	124	94	39	33	88	53
R3	77	43	89	53	28	13	69	51
R4	15	4	238	158	132	37	235	131

Tabela 4.4 Massa (g) de lodo produzida no total do período (TP), por média no período (MD), por g de DQO removida: média DQO removida no período ($M_{DQOremovida}$), por média diária por metro cúbico de reator (PD_{reator}). A carga média (CM) de DQO removida no período também está indicada.

Reator	Massa TP (g)		MD (g/dia)		$M_{DQOremovida}$ (g/gDQOremovida)		PD_{reator} gSVT/m ³ /dia	CM gDQOrem/dia
	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT		
R1	366	242	3,6	2,4	0,07	0,05	219	52
R2	310	206	3,1	2,0	0,05	0,03	194	65
R3	263	160	2,6	1,6	0,05	0,03	151	57
R4	620	330	6,1	3,3	0,09	0,05	311	68

Na Fase II, os reatores não expulsaram lodo ao longo da operação, portanto, nessa fase não houve quantificação do lodo expulso. Foi quantificada apenas a massa de lodo produzida e contida dentro dos reatores. A Tabela 4.5 contém a massa de lodo inoculada (07/04/2010) e quantificada nos reatores ao longo da operação (94 dias). Pode-se observar que a concentração de lodo primeiramente diminuiu e aumentou na segunda parte desta fase. Conclui-se que aparentemente havia uma grande quantidade de material orgânico particulado no lodo inoculado que foi digerido no reator. Este comportamento observado impossibilitou o cálculo da produção de lodo.

Tabela 4.5 Massa de lodo inoculada e quantificada nos reatores ao longo da operação da Fase II.

Data	R1 (LI-12%)		R2 (LI-20%)		R3 (LI-30%)		R4	
	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT	ST	SVT
07/04	277	163	277	163	277	163	277	163
20/05	228	120	226	125	205	123	202	105
10/07	289	185	310	207	228	168	256	151

Atividade metanogênica específica (AME)

Na Fase I, foram realizados cinco testes da AME, sendo o primeiro com o lodo inoculado nos reatores e, posteriormente, mais quatro testes utilizando o lodo dos reatores tratando o vinhoto. Os substratos utilizados foram: sacarose, acetato e vinhoto. As Tabelas 4.6 (a, b e c) contém os resultados dos cinco testes da AME realizados com o lodo industrial dos quatro reatores durante o período de operação (17 semanas): 1° teste: antes do inóculo (22 de julho de 2009), durante a operação: 2°

teste (22 de agosto 2009), 3° teste (14 de setembro 2009), 4° teste (08 de outubro 2009) e 5° teste (01 de dezembro 2009) no final do experimento.

A Tabela 4.6(a) apresenta os resultados dos testes da AME utilizando sacarose como substrato, a Tabela 4.9(b) quando o acetato foi utilizado e a Tabela 4.6(c) quando o substrato foi vinhoto. Observa-se nessas tabelas que o lodo industrial inoculado nos quatro reatores foi se adaptando aos substratos acetato e vinhoto, chegando ao final da operação desses reatores, a utilizá-los com taxa semelhante à taxa de utilização do substrato sacarose.

Tabela 4.6(a) Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV⁻¹.dia⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase I, tendo-se sacarose como substrato.

Reator	22/jul				
	Inóculo	22/ago	14/set	08/out	01/dez
R1	0,14	0,25	0,15	0,29	0,47
R2	0,14	0,35	0,28	0,39	0,52
R3	0,14	0,40	0,22	0,53	0,48
R4	0,14	0,34	0,24	0,49	0,53

Tabela 4.6(b) Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV⁻¹.dia⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase I, tendo-se acetato como substrato.

Reator	22/jul				
	Inóculo	22/ago	14/set	08/out	01/dez
R1	0,02	0,07	0,12	0,27	0,30
R2	0,02	0,09	0,17	0,36	0,48
R3	0,02	0,07	0,21	0,35	0,37
R4	0,02	0,06	0,27	0,27	0,34

Tabela 4.6(c) Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV⁻¹.dia⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase I, tendo-se vinhoto como substrato.

Reator	22/jul				
	Inóculo	22/ago	14/set	08/out	01/dez
R1	0,03	ND*	0,27	0,20	0,30
R2	0,03	ND	0,36	0,41	0,50
R3	0,03	ND	0,35	0,37	0,30
R4	0,03	ND	0,27	0,25	0,53

Na Fase II, foram realizados três testes da AME, sendo o primeiro com a mistura de lodo sanitário e industrial inoculado nos reatores R1, R2 e R3, e no R4 apenas lodo sanitário, e posteriormente mais dois testes desses lodos tratando o vinhoto durante um período de operação (14 semanas): 1° teste: antes do inóculo, (29 de março de 2010), durante a operação: 2° teste (20 de maio de 2010), 3° teste (11 de junho 2010), no final do experimento. As Tabelas 4.7 (a), (b) e (c) contém os resultados dos testes da AME realizados com os três substratos: Sacarose, Acetato e Vinhoto.

Tabela 4.7(a) **Evolução da atividade metanogênica específica (g DQO.gSTV⁻¹.dia⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase II, tendo-se sacarose como substrato.**

Reator	29/Março		
	Inóculo	20/maio	11/jun
R1	0,21	0,32	0,33
R2	0,30	0,34	0,32
R3	0,29	0,39	0,32
R4	0,29	0,20	0,38

Tabela 4.7(b) **Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV⁻¹.dia⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase II, tendo-se acetato como substrato.**

Reator	29/Março		
	Inóculo	20/Maio	11/Jun
R1	0,04	0,09	0,24
R2	0,05	0,12	0,31
R3	0,02	0,27	0,26
R4	0,04	0,17	0,26

Tabela 4.7(c) **Evolução da atividade metanogênica específica (gDQO.gSTV⁻¹.dia⁻¹) do lodo dos reatores, durante a operação na Fase II, tendo-se vinhoto como substrato.**

Reator	29/Março		
	Inóculo	20/Maio	11/Jun
R1	0,04	0,22	0,27
R2	0,04	0,22	0,30
R3	0,06	0,36	0,38
R4	0,05	0,18	0,30

Sedimentabilidade

O teste de sedimentabilidade do lodo foi realizado pelo método dinâmico, proposto por Leitão (2004) de onde foram determinados os dois parâmetros principais da equação de Vesilind: as constantes k e v_0 . As Tabelas 4.8 e 4.13 contém os resultados dos testes de sedimentação feito com o lodo dos 4 reatores adaptados na Fase I e II respectivamente. Na 1ª coluna estão os valores das vazões aplicadas; na 2ª coluna a altura da coluna sobrenadante (acima da coluna do lodo expandido); na 3ª coluna o volume ocupado pelo lodo expandido; na 4ª coluna a concentração de lodo, calculada como a razão entre a massa de lodo pelo volume expandido e, finalmente, na 5ª e 6ª colunas a velocidade e o logaritmo neperiano da velocidade, calculada a partir da vazão aplicada e da área do tubo.

Os dados das Tabelas 4.8 e 4.13 foram plotados em gráficos semilog (Figuras 4.7 e 4.9 respectivamente) e, através da regressão linear, foram determinadas as constantes de Vesilind. Nota-se que a relação semilog entre a velocidade ascendente e a concentração do lodo se verifica com boa aproximação em todos os casos. As Figuras 4.7 e 4.9 mostram graficamente a determinação das constantes de sedimentabilidade de Vesilind (k e v_0), dos quatro lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 operados na Fase I e II respectivamente e, as Tabelas 4.9 e 4.12 mostram os valores das constantes, bem como o coeficiente de determinação (R^2).

Tabela 4.8 Resultados do teste de sedimentabilidade com os lodos dos reatores UASB R1, R2, R3 e R4, inoculados com o lodo industrial, alimentados com vinhoto e após 101 dias de operação (Fase I).

Vazão l/h	Altura cm	Volume l	Conc g/l	v m/h	ln(v)
R1					
9,36	99,10	1,55	39,87	1,87	0,63
11,43	94,00	1,80	34,22	2,29	0,83
13,92	91,50	1,93	32,00	2,78	1,02
15,21	85,50	2,23	27,69	3,04	1,11
16,68	82,00	2,40	25,67	3,34	1,20
R2					
15,72	90,30	1,99	35,16	1,15	3,14
14,76	91,00	1,95	35,79	1,08	2,95
13,32	92,80	1,86	37,53	0,98	2,66
11,64	95,00	1,75	39,89	0,85	2,33
9,51	98,00	1,60	43,63	0,64	1,90
R3					
16,05	99,70	1,52	45,68	1,17	3,21
15,18	100,10	1,50	46,29	1,11	3,04
13,32	101,00	1,45	47,72	0,98	2,66
11,58	102,00	1,40	49,43	0,84	2,32
9,51	106,20	1,19	58,15	0,64	1,90
R4					
15,69	96,50	1,68	53,25	1,14	3,14
15,00	97,20	1,64	54,39	1,10	3,00
13,35	98,20	1,59	56,10	0,98	2,67
11,64	99,30	1,54	58,11	0,85	2,33
9,51	101,00	1,45	61,52	0,64	1,90

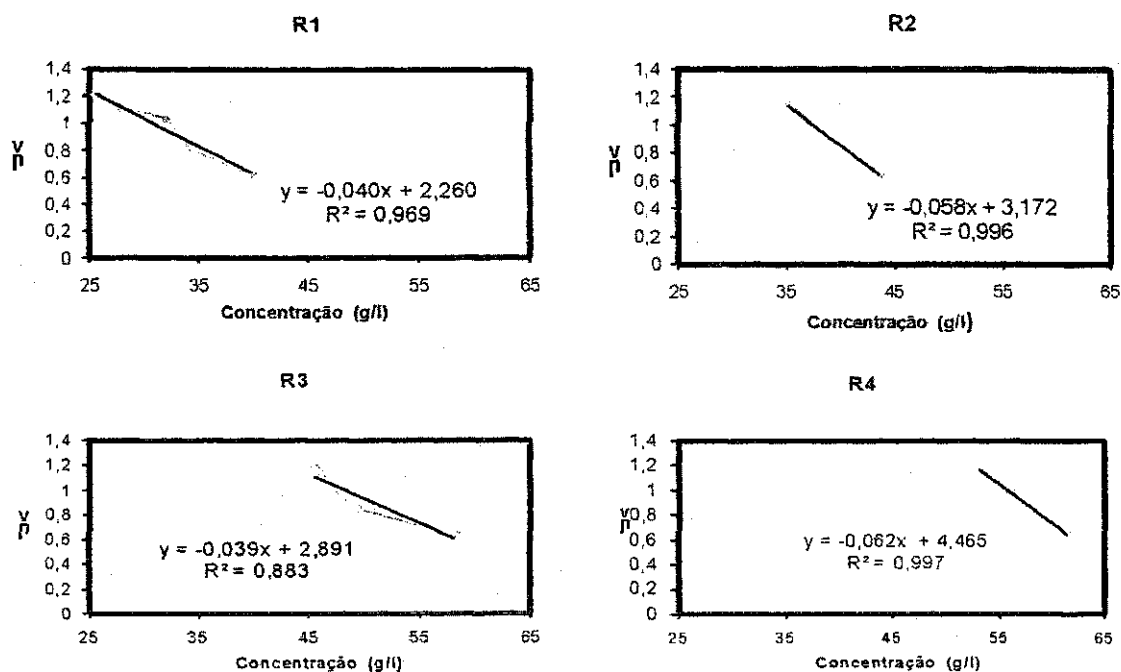


Figura 4.7 Determinação gráfica das constantes de sedimentabilidade de Vesilind (k e v_0), relativos aos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 operados na Fase I.

Tabela 4.9 Valores experimentais das constantes de sedimentabilidade dos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase I.

Reator	k	v_0	R^2
R1	0,04	9,6	0,97
R2	0,058	23,9	0,99
R3	0,039	18	0,88
R4	0,062	86,9	0,99

Com os valores das constantes de Vesilind apresentados na Tabela 4.9, determina-se a velocidade de sedimentação estorvada (v) para qualquer concentração. A Tabela 4.10 contém a velocidade estorvada calculada para concentrações de 10 a 90 g/l, utilizando-se as constantes de Vesilind determinadas para os lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4. Com os dados da Tabela 4.10 foi construído o gráfico da Figura 4.8, na qual contém 4 curvas que relacionam a velocidade estorvada que corresponde a velocidade limite do fluxo de lodo presente nos reatores. Assim, como exemplo, para uma concentração de sólidos totais de 70 g/l na manta de lodo, de acordo com a Tabela 4.10, a velocidade limite do fluxo no reator R1 seria de 0,58 m/h, para o reator R2 seria de 0,41 m/h, para R3 de 1,17 m/h e, finalmente, para o reator R4 de 1,13 m/h.

Tabela 4.10 Velocidade estorvada (ou velocidade limite do fluxo - velocidade ascendente) para concentrações de 10 a 90 g/l e para os reatores R1, R2, R3 e R4.

Reator	Velocidade m/h	Constates		Concentração (g/l)								
		k	V_0	10	20	30	40	50	60	70	80	90
R1	0,5	0,04	9,6	6,44	4,31	2,89	1,94	1,30	0,87	0,58	0,39	0,26
R2	0,8	0,058	23,9	13,38	7,49	4,19	2,35	1,32	0,74	0,41	0,23	0,13
R3	1,1	0,039	18	12,19	8,25	5,59	3,78	2,56	1,73	1,17	0,79	0,54
R4	1,6	0,062	86,9	46,75	25,15	13,53	7,28	3,91	2,11	1,13	0,61	0,33

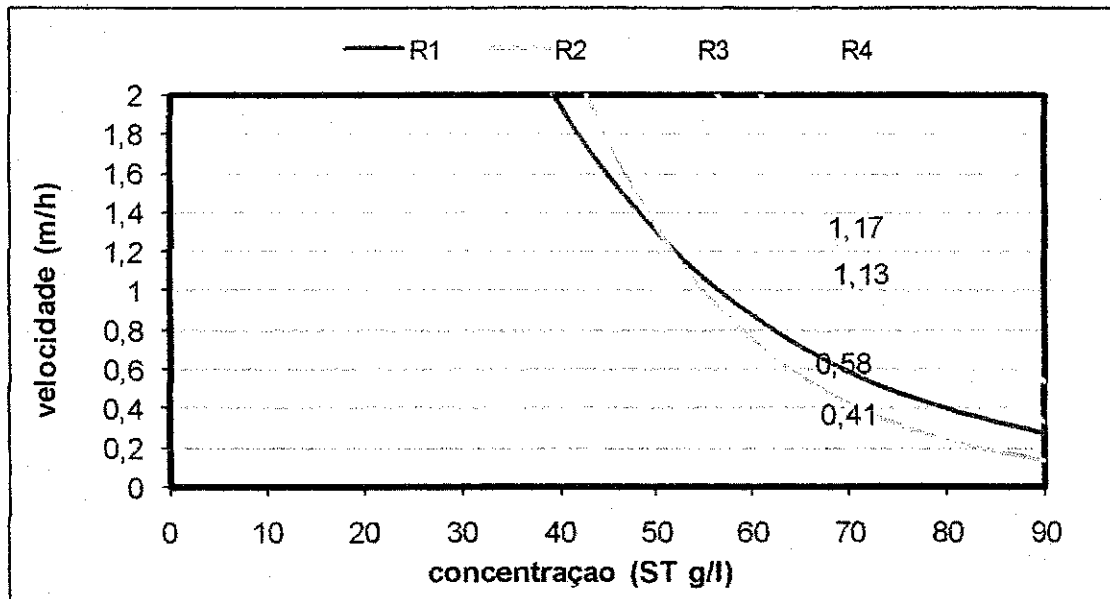


Figura 4.8 Curvas da velocidade de sedimentação estorvada em função da concentração de sólidos totais do lodo nos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase I.

Tabela 4.11 Resultados do teste de sedimentabilidade com os lodos dos reatores UASB R1, R2, R3 e R4, inoculados com lodo sanitário e industrial, alimentados com vinhoto e após 94 dias de operação (Fase II).

Vazão l/h	Altura cm	Volume l	Conc g/l	V m/h	ln(v)
R1					
24,6	78,5	2,57	13,68	1,59	4,92
21,6	86,5	2,17	16,20	1,46	4,32
15,6	93,2	1,84	19,15	1,13	3,12
12,6	98,6	1,57	22,45	0,92	2,52
9,6	101,8	1,41	25,00	0,65	1,92
R2					
24,6	87,2	2,14	16,26	1,59	4,92
21,6	91,4	1,93	18,03	1,46	4,32
15,6	96,2	1,69	20,59	1,13	3,12
12,6	101,1	1,44	24,08	0,92	2,52
9,6	104,6	1,27	27,40	0,65	1,92
R3					
24,6	96,8	1,66	19,93	1,59	4,92
21,6	100,9	1,45	22,74	1,46	4,32
17,7	105,3	1,23	26,80	1,26	3,54
13,2	108	1,1	30,09	0,97	2,64
9,9	109,5	1,05	32,29	0,68	1,98
R4					
25,2	74,8	2,76	14,07	1,61	5,04
21,9	81,5	2,42	16,02	1,47	4,38
17,7	91	1,95	19,92	1,26	3,54
13,2	96,1	1,69	22,92	0,97	2,64
9,9	100,6	1,47	26,42	0,68	1,98

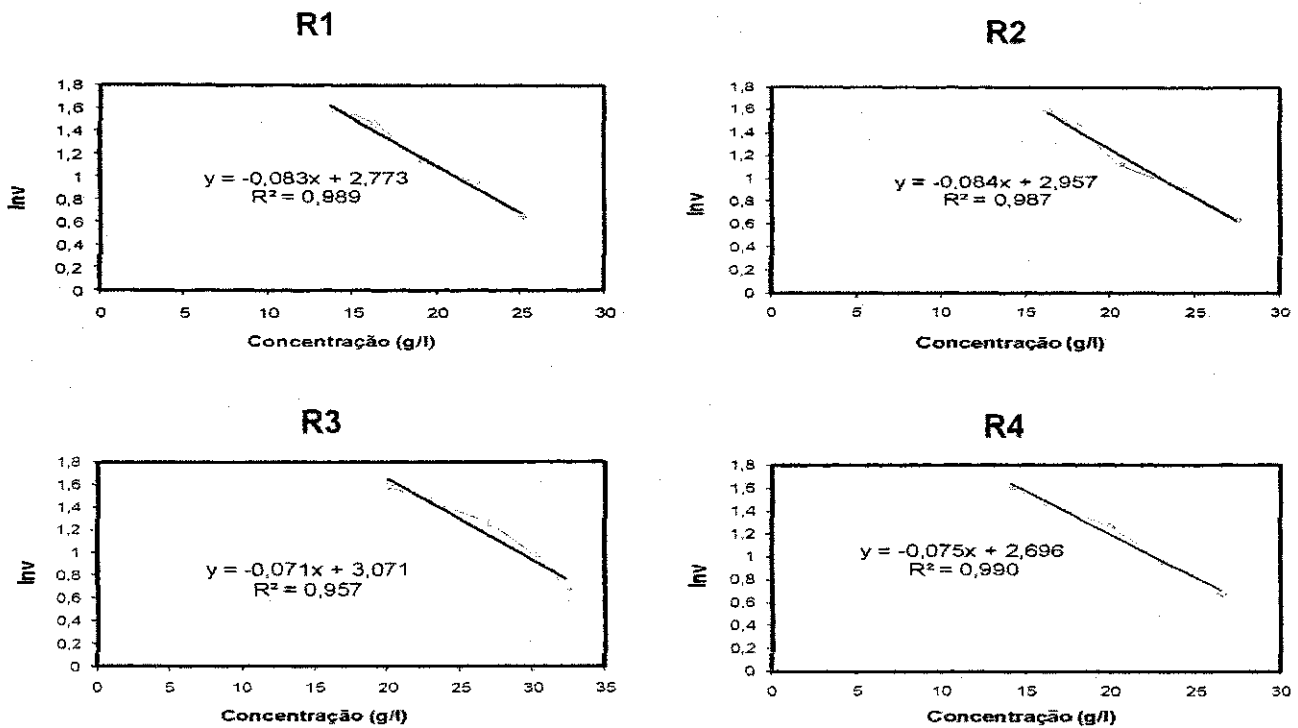


Figura 4.9 Determinação gráfica das constantes de sedimentabilidade de Vesilind (k e v_0), relativos aos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase II.

Tabela 4.12 Valores experimentais das constantes de sedimentabilidade dos lodos dos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase II.

Reator	k	v_0	R^2
R1	0,083	16,01	0,99
R2	0,084	19,26	0,99
R3	0,071	21,57	0,96
R4	0,075	14,83	0,99

Com os valores das constantes de Vesilind descritas na Tabela 4.12, determinou-se a velocidade de sedimentação estorvada (v) para diferentes concentrações variando de 15 a 85 g/l, como mostrada na Tabela 4.13, para os lodos dos quatro reatores R1, R2, R3 e R4 operados com velocidades ascendentes de 1 m/h. Com os dados da Tabela 4.13 foi construído o gráfico da Figura 4.10, na qual contém 4 curvas que relacionam a velocidade ascendente que pode ser aplicada com a concentração de lodo presente nos reatores. Assim, como exemplo, para uma concentração de sólidos totais de 35 g/l na manta de lodo, de acordo com a Tabela 4.136, a velocidade limite do fluxo no reator R1 seria de 1,02 m/h, para R3 de 1,8 m/h e, finalmente, para o reator R4 de 1,07 m/h.

Tabela 4.13 Velocidade estorvada (ou velocidade limite do fluxo - velocidade ascendente) para concentrações de 15 a 85 g/l e para os reatores R1, R2, R3 e R4.

Reator	Velc. m/h	Constates		Concentração (g/l)							
		k	Vo	15	25	35	45	55	65	75	85
R1	1,0	0,083	16,01	4,61	2,01	0,88	0,38	0,17	0,07	0,03	0,01
R2	1,0	0,084	19,26	5,46	2,36	1,02	0,44	0,19	0,08	0,04	0,02
R3	1,0	0,071	21,57	7,44	3,66	1,80	0,88	0,43	0,21	0,11	0,05
R4	1,0	0,075	14,83	4,81	2,27	1,07	0,51	0,24	0,11	0,05	0,03

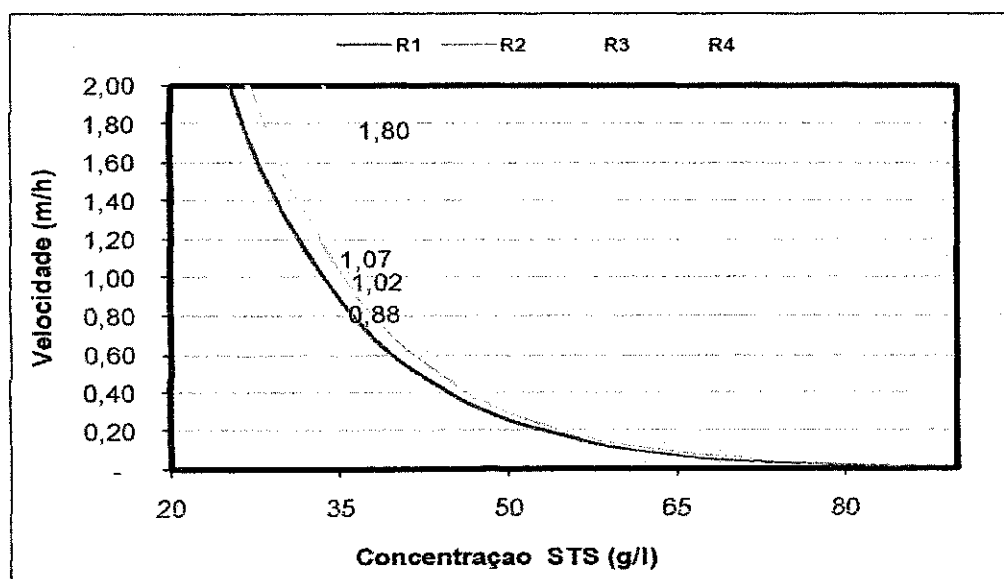


Figura 4.10 Curvas da velocidade de sedimentação estorvada em função da concentração de sólidos totais no lodo dos reatores R1, R2, R3 e R4 na Fase II.

Granulometria

Os resultados dos testes de granulometria estão descritos nas tabelas a seguir onde, na 1ª coluna encontram-se os diâmetros das peneiras utilizadas; na 2ª e 3ª colunas os pesos da peneira e da peneira com lodo; nas 4ª e 5ª colunas o peso do lodo retido e a fração correspondente a este peso e na 6ª e última coluna a fração de lodo acumulada. O valor do restante de lodo refere-se ao lodo que não ficou retido em nenhuma das peneiras.

As Tabelas 4.14(a) a 4.14(d) contêm os resultados dos testes de granulometria realizados com o lodo inoculado nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a Fase I. Os dados dessas tabelas foram colocados em gráfico log-normal, obtendo-se as linhas dos gráficos apresentados nas Figuras 4.11(a) a 4.11(d).

Tabela 4.14(a) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R1.

1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido		6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)	Peso (g)	5 Fração	
2	449,8	451,9	2,1	0,083	0,917
1,19	517,3	527,9	10,6	0,419	0,498
0,59	318,1	326,7	8,6	0,340	0,159
0,42	449,2	450,3	1,1	0,043	0,115
0,3	202,3	202,6	0,3	0,012	0,103
Restante de lodo			2,6	0,103	0
Peso total			25,3		

Tabela 4.14(b) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R2.

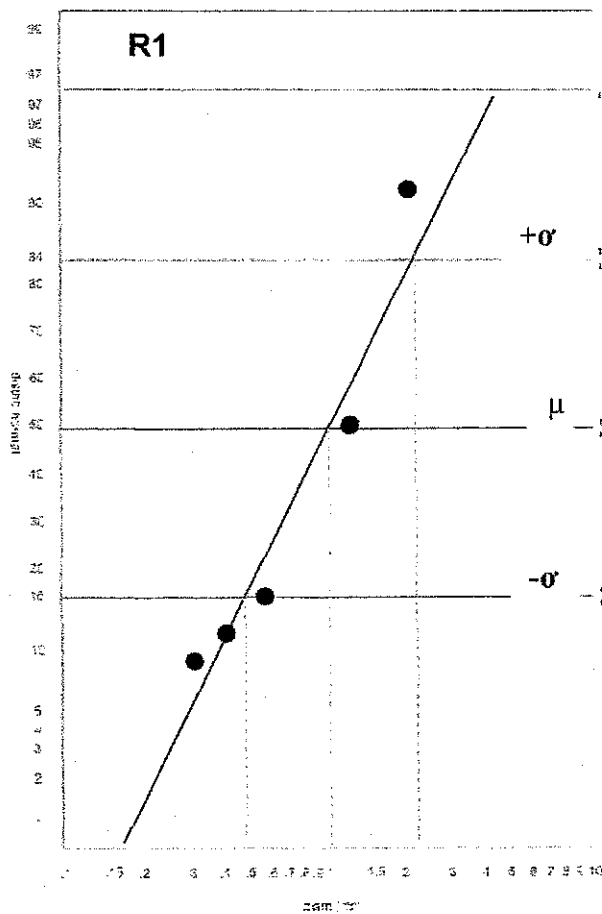
1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido		6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)	Peso (g)	5 Fração	
2	449,8	451,1	1,3	0,029	0,971
1,19	517,3	531,7	14,4	0,323	0,648
0,59	318,1	338,8	20,7	0,464	0,184
0,42	449,2	451,7	2,5	0,056	0,128
0,3	202,3	203,3	1	0,022	0,106
Restante de lodo			4,7	0,106	0
Peso total			44,6		

Tabela 4.14(c) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R3.

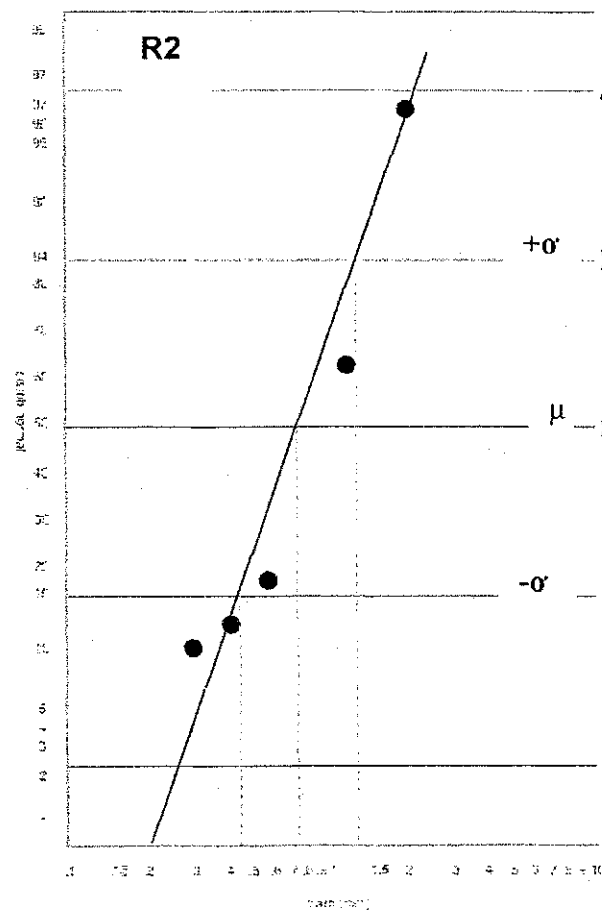
1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido		6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)	Peso (g)	5 Fração	
2	449,8	451,9	2,1	0,053	0,947
1,19	517,3	526,6	9,3	0,237	0,710
0,59	318,1	336,9	18,8	0,479	0,231
0,42	449,2	452	2,8	0,071	0,160
0,3	202,3	203,3	1	0,025	0,134
Restante de lodo			5,3	0,134	0
Peso total			39,3		

Tabela 4.14(d) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R4.

1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido Peso (g)		6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)	5 Fração		
2	449,8	458,4	8,6	0,111	0,889
1,19	517,3	543,9	26,6	0,342	0,547
0,59	318,1	343,4	25,3	0,326	0,221
0,42	449,2	452,6	3,4	0,044	0,178
0,3	202,3	204	1,7	0,022	0,156
Restante de lodo			12,1	0,156	0
Peso total			77,7		

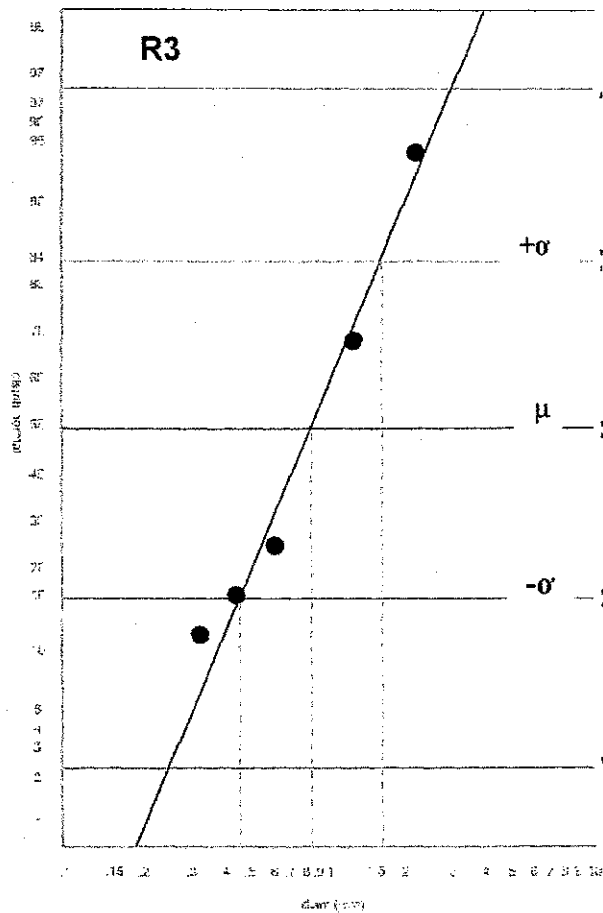


4.11(a)

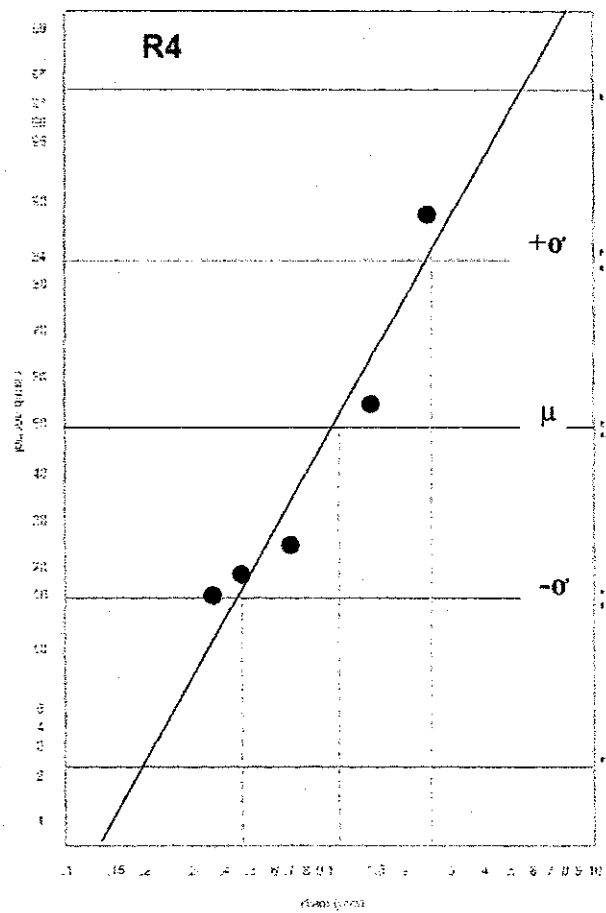


4.11(b)

Figuras 4.11(a) e 4.11(b) Diagramas com os resultados da distribuição granulométrica dos lodos dos reatores R1 e R2 durante na Fase I. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D16 e D84 estão indicados



4.11(c)



4.11(d)

Figuras 4.11(c) e 4.11(d) Diagramas com os resultados da distribuição granulométrica dos lodos dos reatores R3 e R4 durante na Fase I. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D_{16} e D_{84} estão indicados.

Os valores da distribuição dos grânulos obtidos diretamente dos gráficos das Figuras 4.11(a) a 4.11(d) estão apresentados na Tabela 4.15 que contém, para cada lodo, os valores do diâmetro médio dos grânulos, do D_{16} e D_{84} , como também do coeficiente de uniformidade $CU = D_{84}/D_{16}$.

Tabela 4.15 Valores do diâmetro médio (retém 50% dos grânulos), dos diâmetros que deixam passar 16% e 84% dos grãos do coeficiente de uniformidade dos cinco lodos analisados.

Parâmetro	Lodo				
	Industrial	R1	R2	R3	R4
μ	0,95	1,00	0,75	0,80	0,85
$\mu - \sigma$ (D_{16})	0,52	0,49	0,48	0,42	0,38
$\mu + \sigma$ (D_{84})	1,54	2,05	1,30	1,50	1,90
$CU = D_{84}/D_{16}$	2,96	4,18	2,80	3,60	5,00

As Tabelas 4.16(a) a 4.16(d) contêm os resultados dos testes de granulometria realizado com o lodo inoculado nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a Fase II. Os dados dessas tabelas foram colocados num gráfico log-normal, obtendo-se as retas dos gráficos apresentados nas Figuras 4.12(a) a 4.12(d).

Tabela 4.16(a) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R1.

1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido Peso (g)	5 Fração	6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)			
2,38	405,5	406,1	0,6	0,040	0,960
1,19	461,6	463,6	2,0	0,132	0,828
0,59	317,9	321,0	3,1	0,205	0,623
0,42	346,7	348,5	1,8	0,119	0,504
0,3	364,7	366,6	1,9	0,126	0,379
0,177	426,4	428,7	2,3	0,152	0,227
Restante de lodo			3,43	0,227	0
Peso total			15,13		

Tabela 4.16(b) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R2.

1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido Peso (g)	5 Fração	6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)			
2,38	405,5	406,0	0,5	0,044	0,956
1,19	461,6	463,5	1,9	0,167	0,790
0,59	317,9	320,4	2,5	0,219	0,571
0,42	346,7	348,1	1,4	0,123	0,448
0,3	364,7	366,3	1,6	0,140	0,308
0,177	426,4	427,6	1,2	0,105	0,202
Restante de lodo			2,31	0,202	0
Peso total			11,41		

Tabela 4.16(c) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R3.

1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido		6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)	Peso	5 Fração	
2,38	405,5	406,1	0,6	0,048	0,952
1,19	461,6	464,8	3,2	0,258	0,693
0,59	317,9	321,4	3,5	0,283	0,411
0,42	346,7	348,0	1,3	0,105	0,306
0,3	364,7	366,6	1,9	0,153	0,152
0,177	426,4	426,6	0,2	0,016	0,136
Restante de lodo			1,68	0,136	0
Peso total			12,38		

Tabela 4.16(d) Resultados do teste de peneiramento com o lodo do reator R4.

1 Diâmetro (mm)	2 Peso (g)		4 Lodo retido		6 Lodo Acumulado
	Peneira	3 (peneira+lodo)	Peso (g)	5 Fração	
2,38	405,5	405,7	0,2	0,017	0,983
1,19	461,6	462,1	0,5	0,043	0,939
0,59	317,9	320,3	2,4	0,209	0,731
0,42	346,7	348,7	2,0	0,174	0,557
0,3	364,7	367,2	2,5	0,217	0,340
0,177	426,4	429,2	2,8	0,243	0,096
Restante de lodo			1,11	0,096	0
Peso total			11,51		

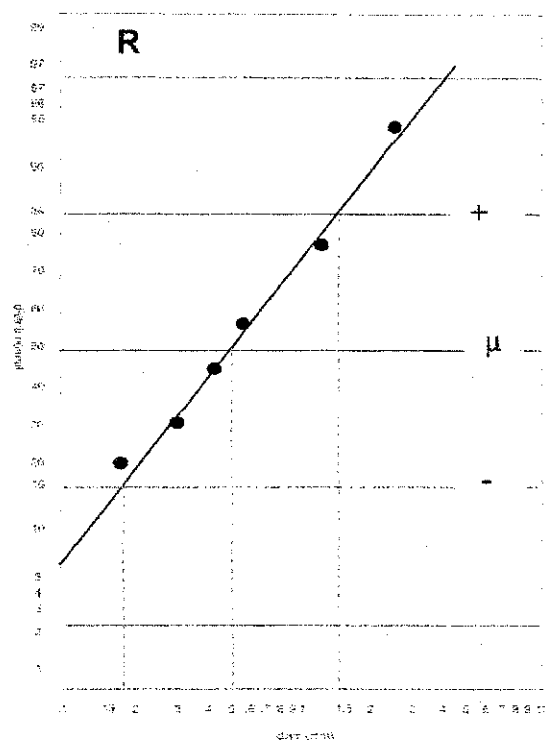
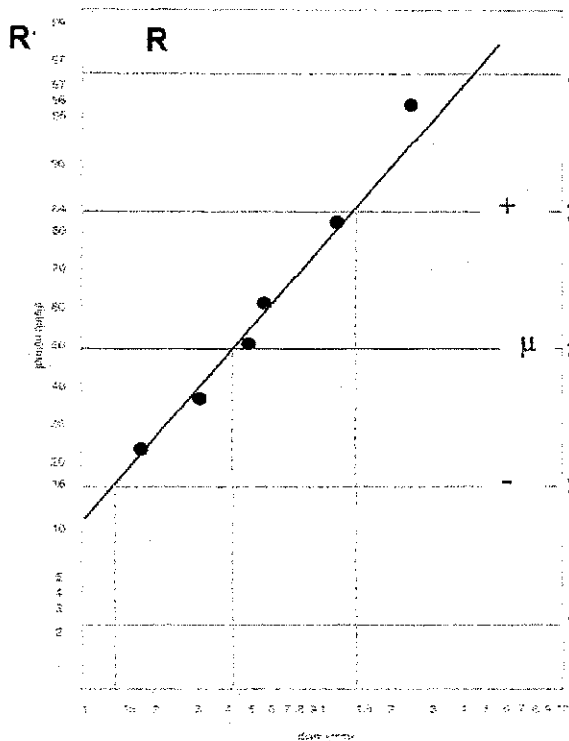


Figura 4.12(a) e 4.12(b) Diagramas com os resultados da distribuição granulométrica dos lodos dos reatores R1 e R2 durante a Fase II. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D16 e D84 estão indicados.

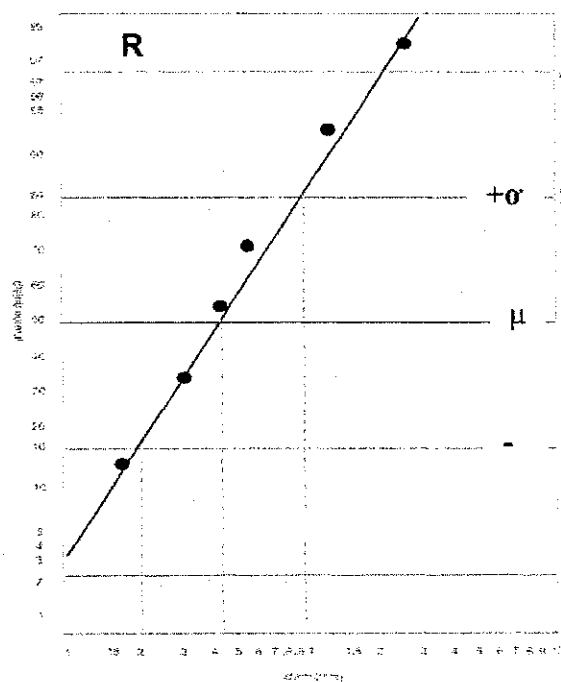
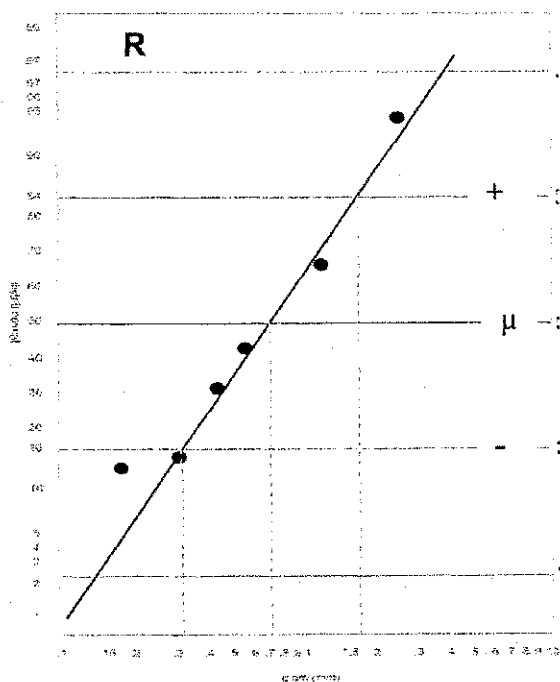


Figura 4.12(c) e 4.12(d) Diagramas com os resultados da distribuição granulométrica dos lodos dos reatores R3 e R4 durante a Fase II. A média (μ), o desvio padrão (σ) e os diâmetros D16 e D84 estão indicados.

Os valores da distribuição dos grânulos obtidos diretamente dos gráficos das de uniformidade $CU = D_{84}/D_{16}$.

Figuras 4.12(a) a 4.12(d) estão apresentados na Tabela 4.17 que contém, para cada lodo, os valores do diâmetro médio dos grânulos, do D_{16} e D_{84} , como também do coeficiente

Tabela 4.17 Valores do diâmetro médio (retém 50% dos grânulos), dos diâmetros que deixam passar 16% e 84% dos grãos do Coeficiente de Uniformidade dos quatro lodos analisados durante a Fase II.

Parâmetro	Lodo			
	R1	R2	R3	R4
μ	0,41	0,50	0,70	0,43
$\mu - \sigma (D_{16})$	0,13	0,17	0,30	0,20
$\mu + \sigma (D_{84})$	1,38	1,40	1,52	0,93
$CU = D_{84}/D_{16}$	10,61	8,23	5,06	4,6

4.6 Toxicidade de biocidas ao lodo anaeróbio

Ensaio de toxicidade dos biocidas sobre o lodo anaeróbio foram baseados no teste de Atividade Metanogênica Específica - AME. Os resultados dos testes da AME aplicando as dosagens 0, 2, 4, 5, 8 e 10 mg/l dos biocidas Bio-I e Bio-s estão apresentados na Tabela 4.18 e a Figura 4.13 mostra graficamente a variação da AME para os dois biocidas.

Tabela 4.18 Resultados do teste da AME do lodo anaeróbio para avaliar a toxicidade dos biocidas Bio-I e Bio-s.

Dosagem (mg/l)	AME (g DQO.g SVT ⁻¹ .dia ⁻¹)	
	Bio-I	Bio-s
0	0,24	0,29
2	0,09	0,25
4	0,10	0,25
5	0,09	0,24
8	0,10	0,28
10	0,08	0,28

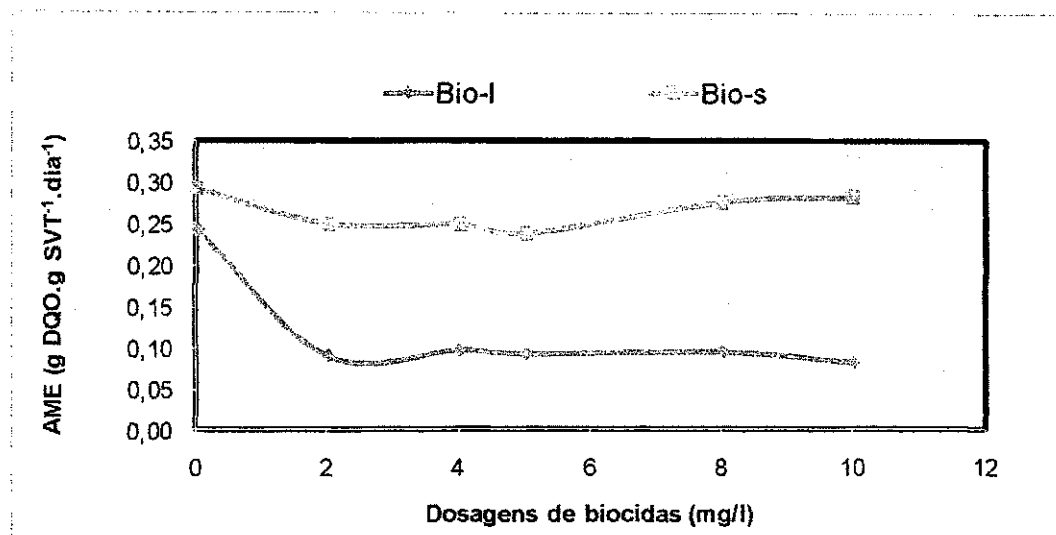


Figura 4.13 Variação da AME para diferentes dosagens dos biocidas Bio-I e Bio-s.

Após esses resultados foi realizado um segundo teste fracionadas utilizando dosagens mais entre as dosagens 0 e 2 mg/l, visto que na AME com o biocida Bio-I observou-se (ver Figura 4.13) que, a partir da dosagem 2 mg/l há uma redução brusca da AME e que esta se mantém constante para as demais dosagens.

Com relação ao biocida Bio-s, verificou-se que praticamente não houve redução da AME nas diferentes dosagens aplicadas. Por esta razão aumentou-se em cinco vezes as dosagens aplicadas no primeiro teste, utilizando-se solução cinco vezes mais concentrada.

Para o segundo teste as dosagens foram as seguintes: para o biocida Bio-I de 0, 0,5, 1, 11/2, 2, 5 e 10 mg/l e para o biocida Bio-s de 0, 2,5, 5, 7,5, 10, 25, e 50 mg/l. A Tabela 4.19 apresenta o resultado da AME para os dois biocidas nas diferentes dosagens e as Figuras 4.14 e 4.15 mostram graficamente a variação da AME para cada biocida.

Tabela 4.19 Resultados do teste da AME do lodo anaeróbico para avaliar a toxicidade dos biocidas.

Bio-I		Bio-s	
Dosagem (mg/l)	AME (g DQO.g SVT ⁻¹ .dia ⁻¹)	Dosagem (mg/l)	AME (g DQO.g SVT ⁻¹ .dia ⁻¹)
0	0,26	0	0,28
0,5	0,10	2,5	0,26
1	0,10	5	0,21
1 1/2	0,10	7,5	0,21
2	0,09	10	0,18
5	0,10	25	0,18
10	0,08	50	0,12

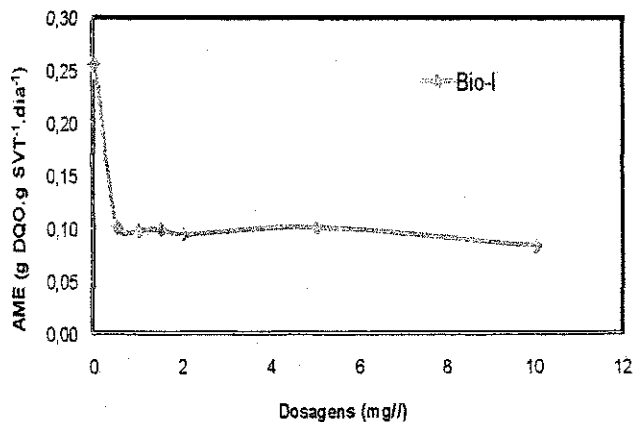


Figura 4.14 Variação da AME com biocida Bio-I

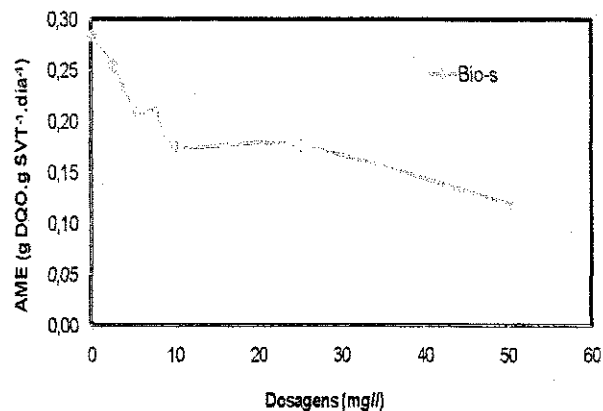


Figura 4.15 Variação da AME com o biocida Bio-s

Recuperação da AME com o biocida Bio-I

Visto que o resultado do teste com o Biocida Bio-I demonstrou que, em uma pequena dosagem, o mesmo surtiu um efeito negativo sobre a AME do lodo, resolveu-se tentar observar a possibilidade de recuperar a AME do lodo repetindo-se o mesmo teste com a mesma amostra de lodo, sem a adição do biocida. A Tabela 4.20 apresenta os resultados do teste de recuperação da AME e a Figura 4.16 mostra graficamente a variação da AME inicial com efeito de biocida, e a AME em duas tentativas de recuperação.

Tabela 4.20 Resultados do teste de duas tentativas de recuperação da AME do lodo anaeróbio com o biocida Bio-I.

Dosagem (mg/l)	AME (g DQO.g SVT ⁻¹ .dia ⁻¹)		
	1ª AME	1ª recuperação	2ª recuperação
0	0,24	0,27	0,25
2	0,09	0,13	0,10
4	0,10	0,14	0,08
5	0,09	0,18	0,11
8	0,10	0,13	0,09
10	0,08	0,13	0,10

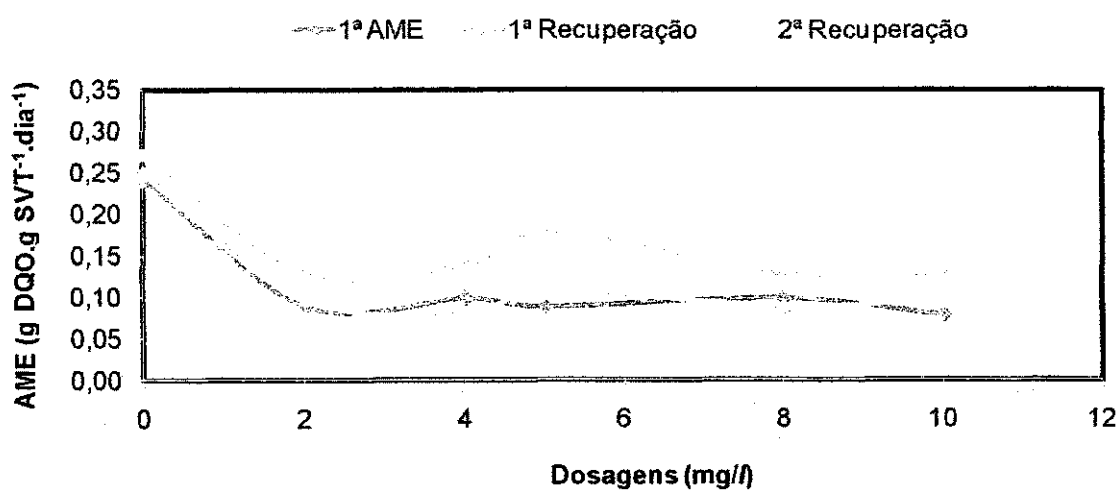


Figura 4.16 Variação da AME inicial com efeito de biocida e avaliação da AME em duas tentativas de recuperação.

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 Introdução

Neste capítulo serão discutidos os resultados obtidos dos experimentos para avaliar a adaptação de lodo anaeróbio ao tratamento do vinhoto em reatores UASB. Como já descrito em capítulos anteriores, a pesquisa foi dividida em duas fases: I e II. A Fase I teve duração de 16 semanas com quatro reatores inoculados com lodo industrial e operados com as seguintes velocidades (v) e tempos de detenção hidráulica (TDH): R1 ($v=0,5$ m/h, TDH = 2,5 h), R2 ($v=0,8$ m/h, TDH = 1,7 h), R3 ($v=1,1$ m/h, TDH = 1,2 h) e R4 ($v=1,6$ m/h, TDH = 0,8 h). Já na Fase II os reatores foram reinoculados com uma mistura de lodo sanitário com diferentes proporções. O R4 funcionou como reator de referência, tendo sido inoculado apenas com lodo sanitário. A operação durou 14 semanas e os quatro reatores R1, R2, R3 e R4 foram operados com a mesma velocidade e TDH ($v = 1$ m/h e TDH = 1,34 h).

5.2 Avaliação do desempenho dos reatores

As Figuras 4.2 e 4.4 (Capítulo 4) apresentam as evoluções temporais dos parâmetros carga orgânica volumétrica e eficiência de remoção de DQO nas Fases I e II, respectivamente.

Na Fase I, aproximadamente até a 6ª semana de operação, as cargas orgânicas volumétricas (COV) de DQO aplicadas variaram de 2 a 8 kg/m³/dia e apresentando eficiência em torno de 90%. Após esse período, a COV de DQO aplicada foi aumentada, alcançando máximas de 10 kg/m³/dia. No entanto, para essas cargas máximas, a eficiência de remoção foi reduzida para em torno de 50%, indicando que os reatores não tinham mais condições de assimilar cargas maiores.

Esses resultados mostram que, na Fase I, os reatores trabalharam sobrecarregados. Observa-se que, para o resultado do teste de atividade do lodo inóculo com vinhoto como substrato ($AME = 0,03$ gDQO.gSV⁻¹.dia⁻¹), e para uma

massa de lodo inoculada de 168 gSVT, a carga máxima de DQO de vinhoto inicialmente aplicada nos reatores deveria ter sido de 5 g/dia, ou seja, aproximadamente 9 vezes menor que a carga aplicada no início da operação dos quatro reatores (44 g/dia).

Na Fase II, durante as seis primeiras semanas, os reatores foram operados com a mesma carga orgânica de DQO de vinhoto, iniciando com 57 gDQO/dia e que por conta de baixas eficiências de remoção, teve que ser reduzida até 28 gDQO/dia, nesse período.

Observa-se que o resultado do teste com vinhoto como substrato ($AME = 0,05 \text{ gDQO.gSVT}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), e para uma massa de lodo inoculada de 163 gSVT, a carga inicial de DQO do vinhoto inicialmente aplicada nos reatores deveria ser de 8 gDQO/dia, aproximadamente 7 vezes menor que a aplicada.

Com a redução da carga de DQO aplicada houve um aumento da eficiência em torno de 52 a 93%. Até a 6ª semana os reatores foram operados com COV variando de 0,3 para 3,9 kgDQO/m³/dia e para essas cargas, as eficiências dos reatores reduziram para em torno de 40%.

A partir desses resultados ficou estabelecido que novas cargas fossem aplicadas considerando a atividade do lodo (AME) de cada reator. Esse procedimento levou a um melhor desempenho dos reatores e, mesmo com aumentos progressivos da carga aplicada ao longo da operação, os reatores conseguiram se manter com eficiências de remoção elevadas até o final da operação com máximas de 12 kgDQO/m³/dia, indicando que, para cada lodo inoculado nos reatores a COV apresentou valores proporcionais à capacidade de assimilação.

Piveli (2006) cita que em reatores UASB tratando efluentes industriais a COV aplicada é em torno de 12 a 20 kgDQO/m³/dia. Carneiro (1990 apud van Haandel, 2000) mostrou a viabilidade de se manter uma COV de 20 kgDQO/m³/dia em um digestor em escala real (1000 m³), que manteve uma eficiência na remoção de DQO superior a 95%. Esse excelente resultado se deve principalmente ao material orgânico composto no vinhoto, exclusivamente biodegradável e solúvel (van Haandel, 2000). Em reatores UASB tratando esgoto sanitário, cuja concentração de matéria orgânica é menor, em torno de 1 gDQO/l, a COV é em torno de 2,5 a 3,5 kgDQO/m³/dia (Campos et al, 1999).

5.3 Avaliação da estabilidade dos reatores

Analisando-se as evoluções temporais ilustradas nas Figuras 4.5 e 4.6 referentes à apresentação dos resultados das variáveis Alcalinidade Total (AT), Alcalinidade de Bicarbonato (AB), Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e pH, nas Fases I e II da pesquisa, respectivamente, observa-se que, na Fase I os quatro reatores mantiveram-se com concentrações de AGV semelhantes ou superiores à alcalinidade de bicarbonatos. A sobrecarga orgânica ao longo da operação com aplicações superiores às permitidas pela AME do lodo foi a principal razão para o acúmulo de ácidos, dificultando a sua assimilação pelas bactérias metanogênicas.

Apesar do acúmulo de AGV, o pH conseguiu se manter em torno do neutro nos quatro reatores, indicando que os reatores foram capazes de tamponar o pH. A promoção do tamponamento nos reatores foi conseguida através da manutenção da recirculação do efluente que contribuiu pra o aumento da alcalinidade. Por esse motivo, também, os valores de Alcalinidade e AGV foram muito elevados com médias efluentes próximas de 2.500 mg// para ambos, quando comparados com os valores obtidos na Fase II com médias efluentes próximas de 350 mgCaCO₃// e 170 mgHAc//, sem a manutenção contínua do efluente recirculado.

Na Fase II, com os reatores operados sem recirculação contínua do efluente, o uso do alcalinizante (uréia) no afluente (vinhoto diluído em água), garantiu a manutenção do pH em torno do neutro, com médias variando de 6,9 a 7. A sobrecarga aplicada durante as seis primeiras semanas manteve a alcalinidade total, de bicarbonatos, e AGV com valores semelhantes, indicando sobrecarga, ou seja, as bactérias metanogênicas não estavam consumindo os AGV o suficiente para mantê-los com baixa concentração. A partir da sétima semana de operação, quando ocorreu a mudança de aplicação de cargas orgânicas através da AME do lodo de cada reator, as bactérias metanogênicas começaram a consumir os ácidos graxos voláteis e os reatores conseguiram manter valores de alcalinidade total e de bicarbonato muito superiores aos valores dos AGV.

Analisando-se a evolução temporal na Figura 5.1, que apresenta a relação AGV/AT na Fase I, observam-se que os reatores trabalharam com indícios de instabilidade no pH, indicado pelos valores de AGV/AT superiores a 0,5 (Lopes et al., 2000). Poucos valores abaixo de 0,5 foram obtidos apenas nas três primeiras semanas

nos reatores R2, R3 e R4. O reator R2 apresentou média da relação AGV/AT de 0,54, mostrando ser o mais próximo da estabilidade.

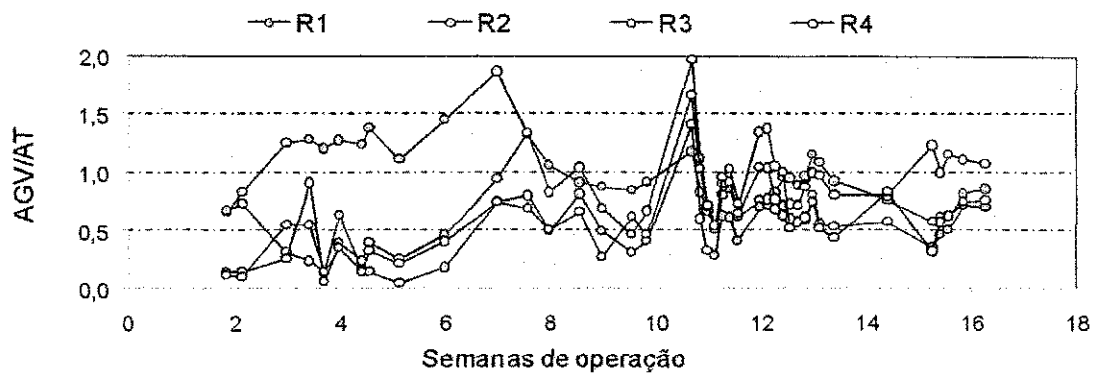


Figura 5.1 Evolução temporal da relação AGV/AT nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a operação na Fase I.

Na Fase II, a série temporal apresentada na Figura 5.2 mostra que os valores médios da relação AGV/AT, assim como na Fase I, apresentaram valores superiores a 0,5, indicando possível instabilidade do pH. Valores variando em torno de 0,5 a 1,5 foram obtidos até a 8ª semana de operação para os quatro reatores. Poucos valores inferiores a 0,5 podem ser observados para o reator R3 nesse mesmo período. Após a 8ª semana os reatores passaram a apresentar relação de AGV/AT que variou no reator R1 de 0,047 a 1,2, no R2 de 0,01 a 0,598, no R3 de 0,001 a 0,323 e no R4 de 0,029 a 0,825. Os valores indicando estabilidade podem ser justificados pelo desempenho dos reatores nesse período, com remoções de DQO entre 89 a 94%, ocasionada principalmente pelo controle da carga orgânica aplicada com concentração suficiente para ser assimilada pelas bactérias, contribuindo para redução dos ácidos voláteis presente no afluente e evitando o acúmulo dos mesmos dentro dos reatores.

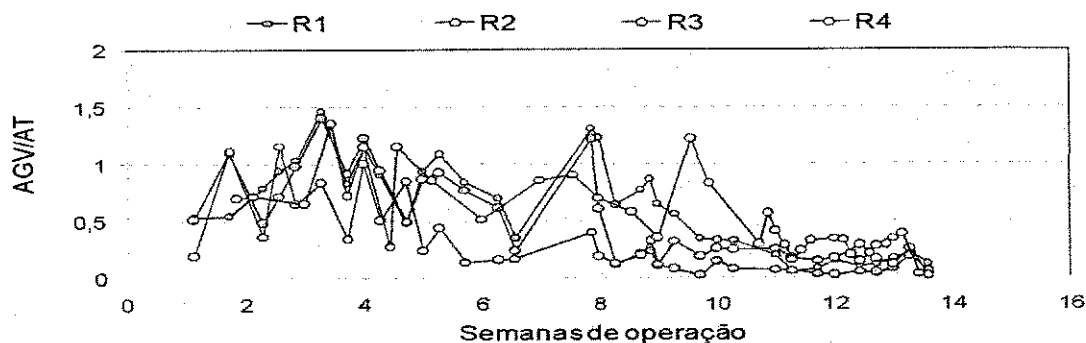


Figura 5.2 Evolução temporal da relação AGV/AT nos reatores R1, R2, R3 e R4 durante a operação na Fase II.

5.4 Caracterização e evolução do lodo

Massa e produção de lodo

Analisando-se a Figura 5.3 (b), pode-se observar que a massa de lodo industrial expulsa ao longo de todo período de operação foi superior a massa retida nos reatores (R1- 341 gST; R2 – 284 gST e R3 – 253 gST), exceto para o reator R4 (331 gST).

Na Tabela 4.6 (Capítulo 4) pode-se observar a estimativa de produção, tendo-se como referência a produção média diária de lodo no período, como também a DQO média diária removida no período. Observa-se na Figura 5.3 (d) que, por grama de DQO removida (média diária no período) a produção de sólidos voláteis totais para os reatores R1 e R4 foi de 0,05 gSVT, enquanto que para os reatores R2 e R3 foi de 0,03 gSVT. Esses valores foram cerca de 2 a 3 vezes menores comparados com os relatados (0,11 gSVT/gDQO removida) por van Haandel e Lettinga (1994) para reatores UASB de Cali(Colômbia) e Kampur (ambos tratando esgoto doméstico).

Com base nos dados da produção de SVT por grama de DQO removida pode-se esperar uma produção de lodo variando de 151 a 311 gSVT.m⁻³.dia⁻¹ como mostra a Figura 5.3 (e).

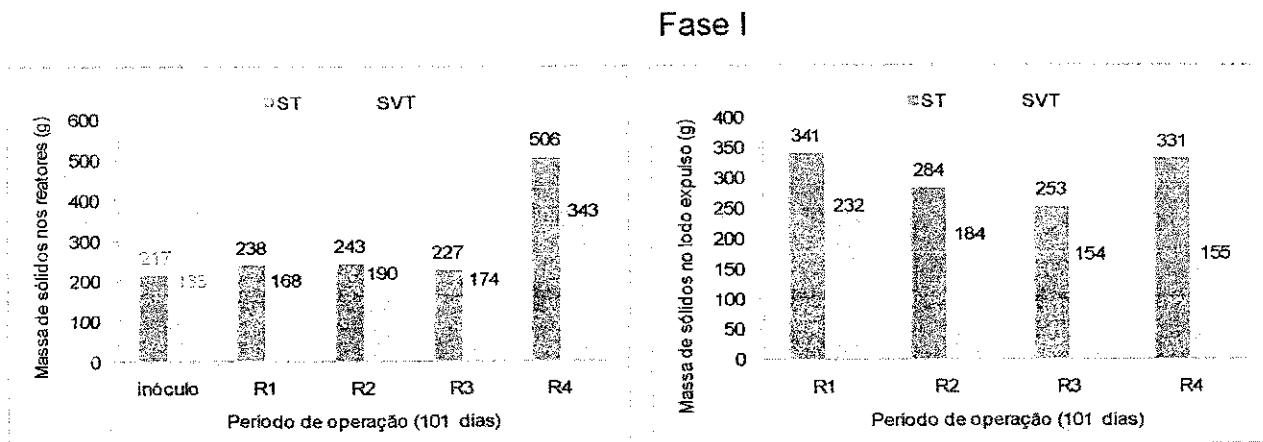


Figura 5.3(a) Massa de lodo nos reatores.

Figura 5.3(b) Massa do lodo expulso nos reatores.

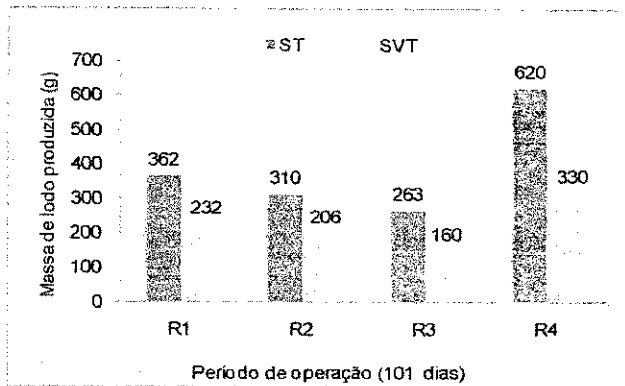


Figura 5.3(c) Massa de lodo produzida.

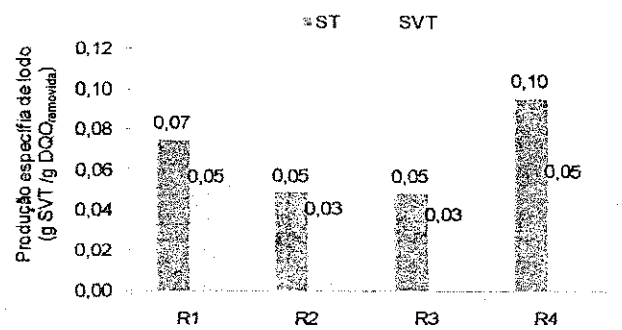


Figura 5.3(d) Estimativa da produção específica de lodo por carga média de DQO removida.

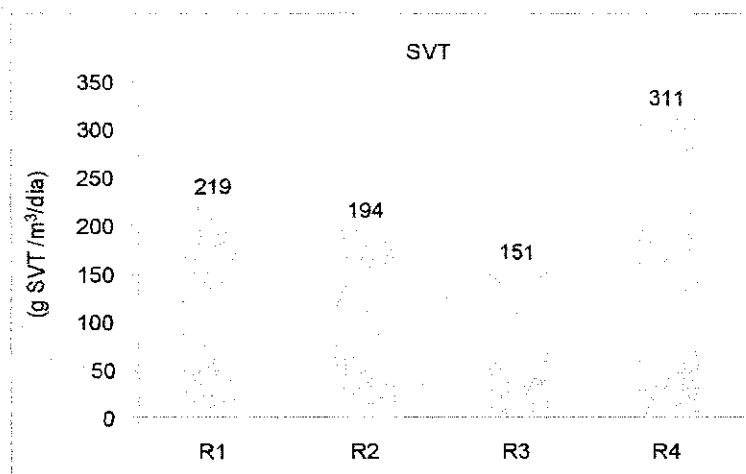


Figura 5.3(e) Produção de lodo esperada por m³ de reator.

Na Fase II, mesmo os quatro reatores tendo trabalhado com o mesmo regime operacional, nos reatores R3 e R4 não houve produção de lodo, pelo contrário, os resultados mostram que houve um decréscimo da massa de lodo. Nessa fase não houve expulsão de lodo em nenhum reator. A baixa atividade metanogênica, comparada com a do lodo na Fase I, pode ter contribuído para a não produção de lodo, bem como a velocidade ascendente de 1 m/h que, assim como na Fase I, onde os reatores R1, R2 e R3, operados com velocidades inferiores e próximas a 1 m/h, obtiveram também baixa produção de lodo.

Na Fase I o lodo do reator R4 foi o que apresentou maior velocidade de sedimentação e maior atividade metanogênica podendo, assim, ser justificada a maior retenção e produção de lodo no mesmo.

Fase II

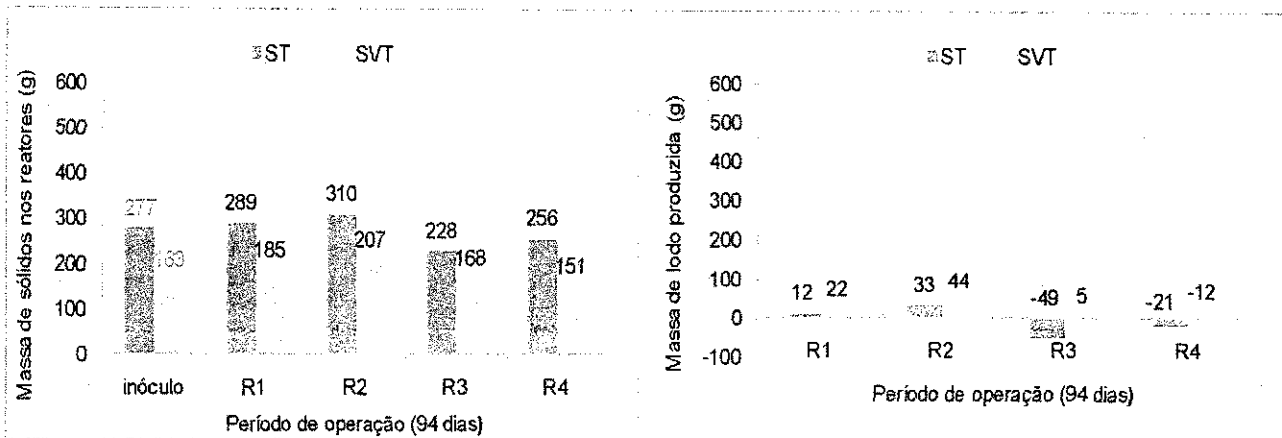


Figura 5.4(a) Massa de lodo nos reatores.

Figura 5.4(b) Massa de lodo produzida.

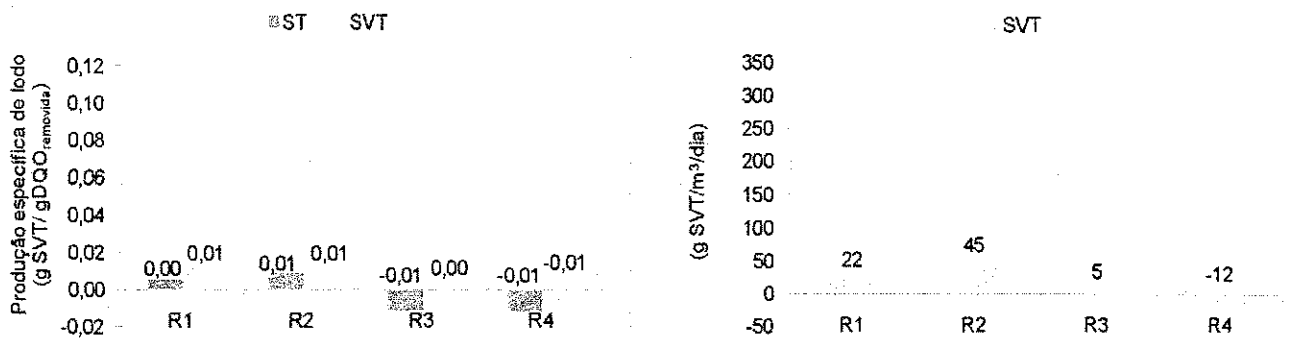


Figura 5.4(c) Estimativa da produção específica de lodo por carga média de DQO removida.

Figura 5.4(d) Produção de lodo esperada por m³ de reator.

Atividade Metanogênica Específica – AME

Na Fase I, apesar dos reatores terem trabalhado sobrecarregados, o lodo industrial apresentou elevada atividade nos quatro reatores mostrando estar adaptado aos três substratos (sacarose, acetato e vinhoto). A Figura 5.5 mostra que os lodos dos reatores R2 e R4 apresentaram melhor atividade para os substratos sacarose e vinhoto, com AME de até $0,53 \text{ gDQO.gSVT}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, enquanto que para o acetato a AME variou em torno de $0,3 \text{ gDQO.gSVT}^{-1}.\text{dia}^{-1}$.

Na Fase II os lodos dos reatores, constituídos pela mistura de lodo sanitário com lodo industrial em diferentes proporções nos reatores R1(12%), R2(20%) e R3(30%) de lodo industrial, e R4 apenas lodo sanitário, como mostra a Figura 5.6, apresentaram atividade menor que o lodo da Fase I, variando de $0,27$ a $0,38 \text{ gDQO.gSVT}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Valores inferiores de AME já eram esperados, visto que o lodo sanitário se caracteriza por apresentar baixa atividade comparada ao lodo industrial. No entanto, mesmo com

valores de AME abaixo de $0,5 \text{ gDQO.gSVT}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, não quer dizer que o lodo obteve baixa atividade, pelo contrário, valores de AME na faixa de $0,3 \text{ gDQO.gSVT}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para lodo gerado a partir de esgoto caracterizam lodo de boa atividade. A baixa AME do lodo na Fase II pode ter contribuído para uma menor produção de lodo nesta fase em comparação com os resultados da Fase I.

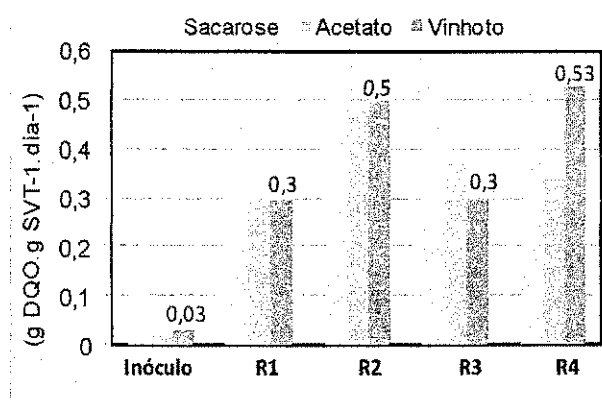


Figura 5.5 AME do lodo industrial (inóculo) e após 16 semanas de adaptação nos quatro reatores na Fase I.

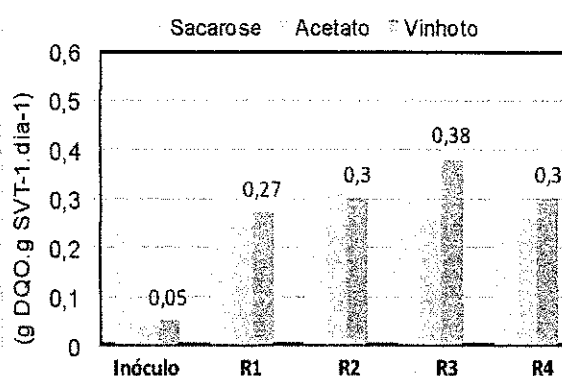


Figura 5.6 AME dos lodos inóculos (valores médios) compostos pela mistura de lodo sanitário com lodo industrial e após 14 semanas de adaptação nos quatro reatores na Fase II.

Sedimentabilidade

Na Fase I, o lodo industrial inoculado por 101 dias nos quatro reatores, apresentou valores experimentais das constantes de sedimentabilidade de: R1: ($k=0,04 \text{ //g}$; $V_0=9,6 \text{ m/h}$), R2: ($k=0,058 \text{ //g}$; $V_0=23,9 \text{ m/h}$), R3: ($k=0,039 \text{ //g}$; $V_0=18 \text{ m/h}$) e R4: ($k=0,062 \text{ //g}$; $V_0=86,9 \text{ m/h}$). De acordo com informações pessoais do pesquisador Van Haandel, que criou uma tabela (Tabela 2.2) caracterizando a qualidade da sedimentabilidade de lodo, esses valores obtidos indicam que os lodos dos quatro reatores possuem características de sedimentabilidade com propriedades de muito boa ($k=0,5 \text{ //g}$, $V_0=15 \text{ a } 17 \text{ m/h}$) a excelente ($k=0,02 \text{ //g}$, $V_0=17 \text{ a } 25 \text{ m/h}$), podendo manter uma concentração máxima no sistema na ordem de 55 a 100 g/l. Nota-se que a velocidade de sedimentação dos lodos é muito superior a velocidade ascendente do líquido de 0,5; 0,8; 1,1 e 1,6 m/h em cada reator, respectivamente. O reator R4 foi o que apresentou maior velocidade de sedimentação, podendo assim, ser justificada a maior retenção e produção de lodo no mesmo, na Fase I.

De acordo com a Tabela 4.13 e as curvas ilustradas na Figura 4.8 (Capítulo 4), elaboradas a partir das constantes k e v_0 determinadas com os lodos dos reatores, se a

concentração de lodo nos reatores fosse de 70 g/l os reatores poderiam ser operados com velocidades ascendentes de até 0,58, 0,41, 1,17 e 1,13 m/h. Pode-se concluir que, apenas o reator R2 com velocidade ascendente de 0,8 m/h (o dobro da determinada 0,41 m/h) não poderia ser estabelecida a concentração de 70 g/l. Para os reatores R1, R3 e R4 essa concentração poderia ser estabelecida já que as velocidades estão próximas às calculadas a partir das constantes de sedimentação.

Assim como a Fase I, na Fase II os resultados de sedimentabilidade dos lodos inoculados nos quatro reatores e operados com velocidade de 1 m/h por 94 dias, apresentaram constantes k e v_0 que se enquadram como lodo com propriedades de sedimentabilidade de muito boa a excelente, com valores de: R1: ($k= 0,083$ //g, $V_0= 16,01$ m/h), R2: ($k= 0,084$ //g, $V_0=19,26$ m/h), R3: ($k= 0,071$ //g, $V_0= 21,57$ m/h) e R4: ($k= 0,075$ //g, $V_0= 14,83$ m/h). No entanto, ao serem analisados os valores obtidos na determinação da velocidade de sedimentação estorvada, verifica-se que para esses valores das constantes os reatores manteriam uma concentração menor de lodo. Para uma concentração de lodo de 35 g/l as velocidades ascendentes que poderiam ser aplicadas nos reatores seriam de 0,88 (R1), 1,02 (R2), 1,8 (R3) e 1,07 (R4), velocidades estas que se aproximam de 1 m/h. O reator R3 foi o que apresentou melhor sedimentabilidade podendo ser aplicada uma velocidade de 1,8 m/h e mantida até uma concentração próxima de 45 g/l.

Granulometria

Na Fase I, analisando-se a Tabela 4.18, bem como os gráficos das Figuras 4.11(a) a 4.11(d), no Capítulo 4, relativas à distribuição da granulometria do lodo dos quatro reatores após 101 dias, observa-se que 84% dos grânulos têm diâmetro $\phi \geq 0,38$ mm, enquanto que 16% dos grânulos têm diâmetro $\phi \geq 1,30$ mm. Observa-se ainda que 84% do lodo industrial (Tabela 4.18) têm grânulos com diâmetro $\phi \geq 0,52$ mm, diâmetro maior que o diâmetro correspondente aos 84% dos demais lodos. O diâmetro médio do lodo contido nos quatro reatores variou de 0,75 mm a 1,0 mm, enquanto que o do lodo industrial foi de 0,95 mm, indicando que não houve modificações dos grânulos.

Na Fase II, analisando-se a Tabela 4.20 e as Figuras 4.12(a) a 4.12(d), observa-se que, a partir da distribuição da granulometria da mistura de lodo sanitário com lodo industrial e após 94 dias de operação, nos reatores R1, R2, R3, e R4, 84% dos grânulos têm diâmetro $\phi \geq 0,13$ mm, enquanto que 16% dos grânulos apresentaram diâmetros com tamanhos praticamente iguais em torno de 1,50 mm.

5.5 Toxicidade dos biocidas ao lodo anaeróbio

Os resultados dos testes de toxicidade com o biocida Bio-I (Tabela 4.21, Capítulo 4) indicaram que, entre as dosagens 0 e 2 mg//, a AME se reduz drasticamente (de 0,24 para 0,09 gDQO.gSVT⁻¹.d⁻¹) e, a partir desta, mantém-se constante nas demais dosagens. Vê-se que, a partir de uma dosagem de 0,5 mg// (Tabela 4.22) as bactérias sensíveis ao produto já sofrem efeito negativo do biocida. Para a dosagem máxima aplicada do biocida Bio-I (10 mg//) a AME foi reduzida de 0,26 para 0,08 gDQO.gSV⁻¹.dia⁻¹, uma redução de 38% do valor da AME original.

Com relação ao biocida Bio-s observa-se na Tabela 4.22 que há expressiva redução da AME na dosagem 50 mg// quando a AME variou de 0,28 a 0,12 gDQO.gSVT⁻¹.dia⁻¹.

A recuperação da AME com o biocida Bio-I, indicou que, na primeira tentativa, o lodo conseguiu aumentar de 0,24 para 0,27 gDQO.gSV⁻¹.dia⁻¹ para o lodo que não recebeu o biocida e para os demais lodos que receberam dosagens de 2 a 10 mg//, houve uma pequena melhora na AME de 0,09 para 0,13 gDQO.gSV⁻¹.dia⁻¹. Já na segunda tentativa de recuperação a AME foi levemente reduzida para valores variando entre 0,25 a 0,1 gDQO.gSV⁻¹.dia⁻¹, indicando que o biocida pode ser um problema para o desempenho das bactérias e consequentemente reduzir a eficiência do tratamento.

No entanto, como esses testes foram realizados utilizando lodo industrial e sacarose como substrato, não ficou ainda evidente o efeito desses biocidas no lodo anaeróbio tratando vinhoto. Para isso seria recomendável um novo teste utilizando-se lodo adaptado ao vinhoto.

CONCLUSÕES

Da investigação experimental onde reatores do tipo UASB, inoculados com lodo industrial, sanitário e mistura dos dois lodos, alimentados com vinhoto e operados em escala de bancada e com cargas hidráulicas diferentes, conclui-se que:

Com relação ao desempenho dos reatores:

1) A sobrecarga nos reatores reduz a eficiência de remoção de DQO, pela dificuldade de assimilação pelas bactérias metanogênicas. No entanto, a aplicação de cargas compatíveis com a massa e atividade metanogênica específica (AME) aumenta a eficiência de remoção de DQO do reator, fato observado na Fase II.

Com relação à estabilidade dos reatores:

2) Na Fase II, a não recirculação contínua do efluente, associada à diluição do vinhoto com água (para não se ter cargas instantâneas de DQO altas) levam a baixos valores de alcalinidade de bicarbonato e AGV, sendo necessário adicionar alcalinizante para manter o valor do pH na faixa ótima para a metanogênese.

Com relação ao crescimento da massa de lodo:

3) Na Fase I, por grama de DQO removida (média diária no período), a produção de sólidos voláteis totais variou entre 0,01 a 0,06 gSVT. ;

4) Na Fase II, os reatores praticamente não houve acúmulo em R3 e R4 e nos reatores R1 e R2 a produção foi baixa. Possivelmente a alta atividade dos reatores e a alta produção de gas resultante tenha levada a descargas de lodo no efluente.

Com relação à atividade metanogênica específica:

5) Os testes demonstram que no final do período de operação da Fase I (101 dias) o lodo estava completamente adaptado ao vinhoto, utilizando esse substrato a uma taxa semelhante à da sacarose.

6) Na Fase II, tanto a mistura de lodo sanitário nos reatores R1, R2 e R3 como o lodo sanitário no R4, apresentaram boa adaptação do lodo ao vinhoto, ;

7) Os trabalhos mostraram ser tecnicamente viável transformar lodo sanitário em lodo de boa qualidade para tratamento de vinhoto, o que é uma grande vantagem tendo em vista a grande quantidade de lodo disponível em estações de tratamento de esgoto sanitário que possuem reatores anaeróbios.

Com relação à sedimentabilidade do lodo:

8) O lodo industrial apresentou melhor sedimentabilidade que a mistura de lodo sanitário e industrial, podendo manter dentro dos reatores uma concentração de 50 a 100g/l para velocidades variando de 0,5 a 1,5 m/h , enquanto que a mistura de lodos e apenas o lodo sanitário pôde manter uma concentração de 25 a 45 g/l.

Com relação à granulometria do lodo:

9) A alimentação do lodo industrial com vinhoto (Fase I) assim como as velocidades ascendentes crescentes aplicadas não levaram a formação de grânulos maiores nos reatores de maior carga hidráulica.

10) Os lodos constituídos pela mistura de lodo sanitário com lodo industrial na Fase II, para 84 % dos grãos apresentaram diâmetros menores que o lodo industrial operado na Fase I.

Com relação à toxicidade do lodo:

11) O biocida Bio-I é muito mais tóxico que o Bio-s mesmo em dosagem muito menor. A partir de uma dosagem de 0,5 mg/l, o biocida Bio-I causa um efeito negativo considerável sobre as bactérias que constituem o lodo anaeróbio;

CAPÍTULO 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 15 ed. American Public Health Association/ American Water Works Association / Water Environment Federation, Washington, DC, USA. 1995.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; DOS SANTOS, M. de L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, vol.12 n.2, Junho, 2007.

BEDDOW; V. **Anaerobic Granular Sludge Bed Reactor Technology**. Artigo publicado pela editora Water Wiki, em 12/09/2010. Disponível em: <http://iwawaterwiki.org/xwiki/bin/view/Articles/AnaerobicGranularSludge>. Acesso em: 4 de Janeiro de 2011.

BEZERRA, S. M. C. (1998). **Influência do tempo de detenção hidráulica sobre a auto-inoculação na partida de um reator UASB tratando Esgoto Sanitário**. Dissertação (Mestrado) em Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária da Universidade Federal da Paraíba - UFPB, Campina Grande – Brasil, 1998. 139 p.

CABELLO, P.; E; SCOGNAMIGLIO, F. P.; TERÁN, F. J. C. **Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio de leito fluidizado**. Presidente Prudente: Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n., 2009.

CAMMAROTA, M. C. Notas de aula da disciplina Tratamento de Efluentes Líquidos. EQB-482 Engenharia do Meio ambiente- Escola de química/UFRJ, 2010.

CAMPOS, J. R. (Coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES - PROSAB. 464 p., 1999.

CARVALHO, G. R. (2006). O setor sucroalcooleiro em perspectivas. Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas. Boletim Conjuntura agropecuária: sucroalcooleira, março/2006.

CASSINI, S. T. (Coordenador). **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rio de Janeiro: ABES - PROSAB. 210 p., 2003.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

FISPQ – Ficha de informação de segurança para produto químico, Nalco®BDI8008, versão 1.1, revisada em 26.06.2009.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; FARIA, O. L. V.; ISOLDI, L.A. **Parâmetros de operação do reator UASB em um sistema combinado reator UASB - reator aeróbio**. Revista eletrônica do Mestrado e Educação Ambiental. Volume 6, julho/agosto/setembro de 2001.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.

LEITÃO, R. C. **Rousteness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions**. Tese de PhD Universidade de Wageningen, Holanda, 2004.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. **Avaliação do processo de Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos**. Anais do XVII Congresso interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000.

Kamoran® WP. Formulação "pó molhável" produto químico fabricado e distribuído pela empresa Química Real, Belo horizonte, MG.

MACHADO, O. J.; FREIRE, F. B. **Tratamento de Vinhaça em Reator Anaeróbio de fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)**. Revista OLAM - Ciência & Tecnologia. N.2, São Paulo, Setembro de 2009, p.170.

MENEZHIN, S. P.; REIS, F. C.; ALMEIDA, P. G. de; ANTONI, S. R. C. **Chlorine dioxide against bacteria and yeasts from the alcoholic fermentation.** Braz. J. Microbiol. 39 (2) 337- 343. Apr./June 2008.

MONTEGGIA, L. O.; BEAL, L. L.; de LUCA, S. J. **Requerimento de alcalinidade em processos biológicos anaeróbios.** Anais do XXV Congresso interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. México, 1996.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.10, n.1, p.103-110, 2004.

PIVELI, R. P. **Tratamento de Efluentes de Usinas do Setor Sucroalcooleiro.** Universidade de São Paulo. Escola politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica. Junho/2006.

PINTO, C. P. **Tecnologia da digestão anaeróbia da vinhaça e desenvolvimento sustentável.** Dissertação (mestrado) em Planejamento de Sistemas Energéticos da Faculdade de Engenharia Mecânica, Campinas, SP. 147 p. 1999.

POETSCH, P. B. & KOETZ, P. R. Sistema de determinação da Atividade Metanogênica Específica de lodos anaeróbios. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 4 n° 3, 161 – 165, Set-Dez, 1998.

PRADA, S. M; GUEKEZIAN, M.; SUÁREZ-LHA, M. E. V. Metodologia Analítica para a Determinação de Sulfato em Vinhoto. **Revista Química Nova**. V. 21 n° 3 São Paulo, Maio-Junho, 1998.

RAMOS, H, A.; CECHINEL, C, A. Vinhoto: nova perspectiva. **Diálogos & Ciência: Revista de rede de Ensino FTC**, ano III, n. 11, dez. 2009.

RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. de M; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para a determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, vol.12 n.3, Julho/Setembro, 2007.

RIBAS, M. M. F. **Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio operado em batelada seqüencial contendo biomassa imobilizada sob condições termofílicas e mesofílicas.** Tese (Doutorado) em Engenharia civil, área de concentração: Hidráulica e Saneamento, São Carlos, SP. 198 p. 2006.

VAN HAANDEL, A. C. **Influence of the digested cod concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digesters.** Wat. Sit Tech. Vol. 30, n.8, PP 23-24, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente.** Epgraf. Campina Grande, 1994.

VAN HAANDEL, A. C. Aproveitamento dos subprodutos de destilarias de álcool para proteger o meio ambiente e aumentar a rentabilidade. **ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Artigo apresentado no XXVII congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre.

VAN HAANDEL, A. C. MARAIS G. V. R. **O Comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações.** Epgraf. Campina Grande, 1999. 472 p.

VERSIANI, B. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgoto sanitário do campus da UFRJ.** Dissertação (mestrado) em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro. 78 p. Dezembro/2005.

VESILIND, P. A. **Theoretical Considerations: Deseingn of Prototye Thickeners from Batch Settling Teste.** Water and Sewage Works, 1968.

WEBER, M. I. **Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado para tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes.** Dissertação (mestrado) em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade federal do Paraná. 166 p. 2006.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Metodologia da Atividade Metanogênica Específica (AME)

Todos os testes da AME foram realizados seguindo os procedimentos estabelecidos no âmbito do PROSAB – Tema – 2 e descritos por Chernicharo (1997), com algumas modificações.

Procedimento analítico

1. Determinar a quantidade de sólidos voláteis presentes no lodo a ser analisado (g SVS/l);
2. Adicionar às garrafas de soro (frascos de reações) quantidades determinadas da solução tampão e de nutrientes, a fim de se obter concentrações finais da mistura (lodo + solução + nutrientes) em torno de 2,5 g SVT. O volume final da mistura deverá ocupar entre 70 a 90% do volume da garrafa;
3. Adicionar o substrato aos frascos de reação, nas concentrações desejadas (usualmente de 1,0 a 2,5 gDQO/l);
4. Proceder à mistura do conteúdo do frasco em equipamentos apropriados e alojados em salas com temperatura controlada;
5. Registrar os volumes de biogás produzido, em cada intervalo de tempo, ao longo do período de teste (ml/h)
6. Realizar as leituras como indica o esquema da Figura A.1

Medição de Gás metano

A determinação da concentração de metano no biogás produzido nas garrafas de soro contendo lodo anaeróbico, substrato e nutrientes foi realizada pela absorção do gás carbônico, através da passagem do biogás por uma solução alcalina. Com o auxílio de uma mangueira e agulhas nas duas extremidades, o biogás produzido na garrafa 2 (frasco de reação) é levado até a garrafa 1 (solução alcalina), contendo solução de hidróxido de sódio a 3%, fazendo com que o volume da solução alcalina equivalente ao volume do biogás, seja deslocado ou expulso da garrafa. O volume expulso é pesado e assim determinado o volume de metano produzido. A Figura A.2 mostra uma caixa

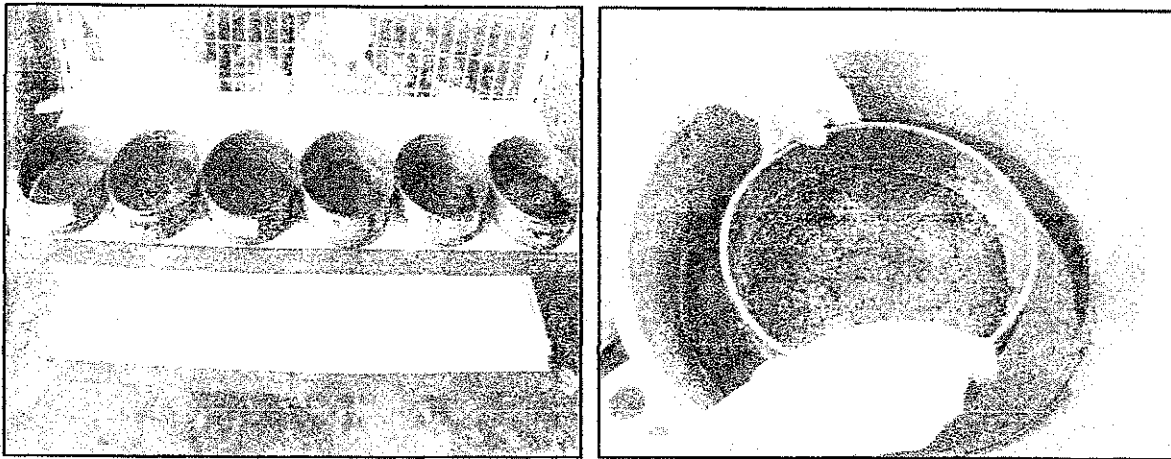


Figura C.1 Conjunto de peneiras com malhas de diferentes diâmetros (foto à esquerda) e peneiramento do lodo no momento do teste de granulometria (foto à direita).

4. Para efetivar a passagem dos grânulos de diâmetro menor, derramava-se em seguida um volume de água de aproximadamente 1 litro sobre o lodo retido na peneira, de tal modo que se formava uma camada líquida na bacia de uns 5 cm. Na peneira também havia uma camada de água, uma vez que a peneira se apoiava sobre o fundo da bacia.

5. Com suaves movimentos de subir e descer a peneira, de tal maneira que os sólidos ficavam imersos na água quando a peneira estivesse em posição baixa e a água percolasse quando a peneira estivesse em posição alta, permitia-se que durante a percolação a água arrastasse consigo os sólidos com diâmetro menor que o da malha e que, após algumas vezes deste sobe e desce da peneira, os sólidos que ficassem retidos seriam praticamente aqueles que não puderam passar pela peneira porque seu diâmetro não o permitia. Assim sendo, passava-se água no lado externo da peneira para remover os sólidos ali retidos (com diâmetro pequeno, tanto que passaram pela malha), deixando-se percolar toda água antes de se levar a peneira para a estufa para determinar o peso dos sólidos retidos.

6. Prosseguindo o teste, numa segunda bacia se coloca a peneira com a segunda maior malha e nela toda a água e lodo (inclusive da lavagem da peneira anterior), repetindo-se o procedimento feito com a primeira peneira.

7. Repete-se esse procedimento com todas as peneiras até aquela de malha mais fina.

8. A água com os sólidos que passaram pela peneira de malha mais fina é colocada em um ou mais cones Imhoff para sedimentação e posterior quantificação dos sólidos.

9. O peso dos sólidos secos retidos na série de peneiras é determinado bem como o dos sólidos no cone Imhoff.
10. Calcula-se a fração dos sólidos retidos em cada uma das peneiras e depois também a distribuição acumulativa dos sólidos como indica a tabela abaixo.
11. Os dados da distribuição acumulativa são colocados num diagrama log-normal (diagrama que tem como abscissa o logaritmo do diâmetro dos grânulos e no eixo das ordenadas a porcentagem acumulada dos sólidos retidos), como pode ser visto na Figura C.2.
12. Graficamente o resultado tende a ser uma reta o que permite tanto determinar o diâmetro médio como a razão D_{84}/D_{16} , onde D_{84} significa o diâmetro da peneira que deixa passar 84 % dos sólidos, retendo 16% destes e, D_{16} é o diâmetro que deixa passar 16% dos grânulos, retendo 84%. Os valores dos diâmetros correspondentes a D_{16} e D_{84} representam respectivamente o valor do diâmetro médio mais ou menos o valor do desvio padrão, conforme a teoria de probabilidade aplicada à distribuição normal.
13. Se a distribuição é log normal, isto é, se os pontos experimentais tendem a se alinhar numa reta, os valores do diâmetro médio e a razão D_{84}/D_{16} caracterizam completamente a granulometria do lodo.

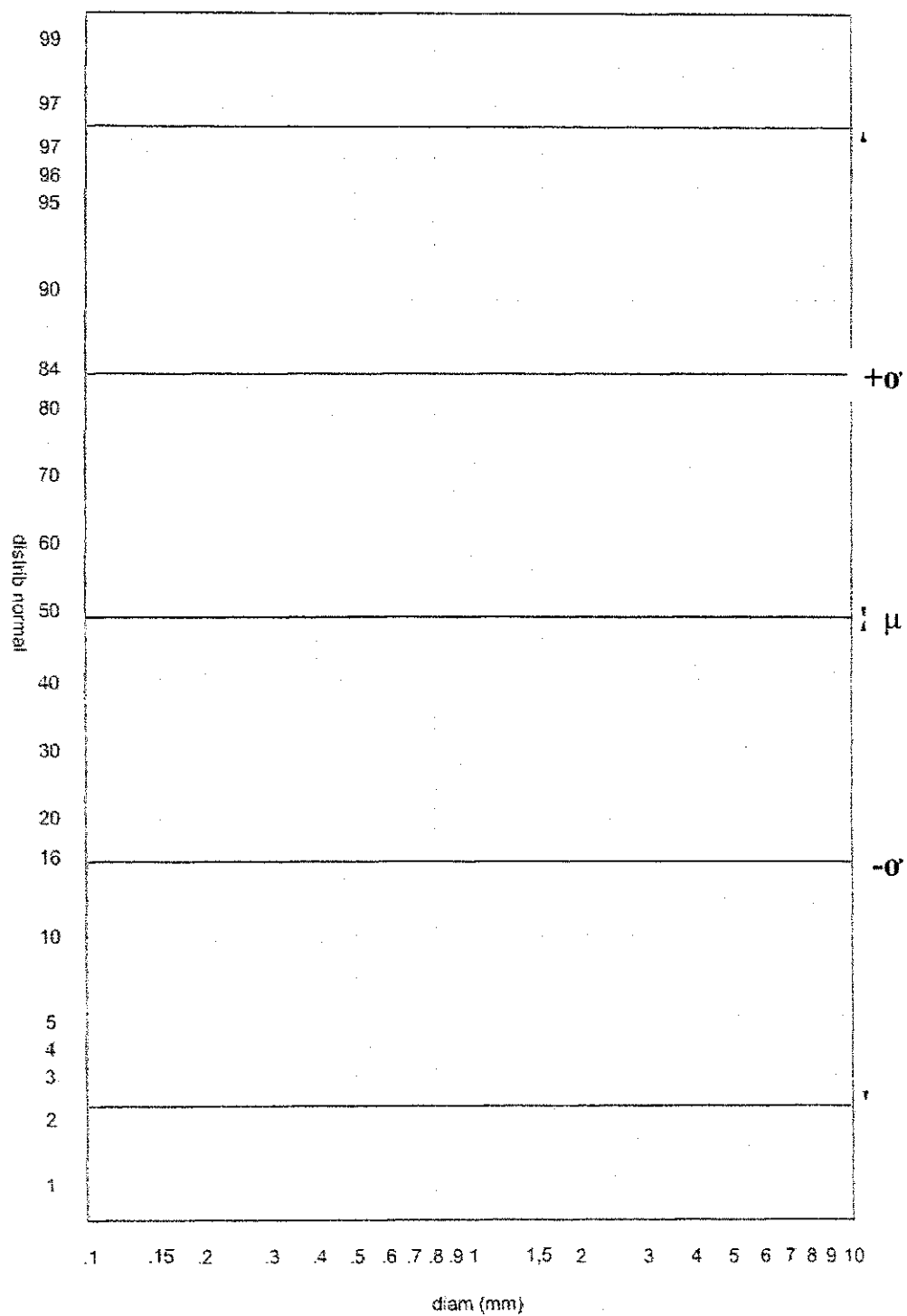


Figura C.2 Diagrama de distribuição log-normal para determinação da granulometria do lodo.

APÊNDICE D - Metodologia do teste de Toxicidade

1. Procedimentos para o teste da toxicidade

Caracterização do lodo anaeróbio e do Substrato

Para a determinação da concentração da biomassa inicial, o lodo foi caracterizado quanto à concentração de sólidos voláteis cujo valor foi de 36,6 gSVT// e o substrato sacarose, uma concentração de 42,45 gDQO//. Para efeito de cálculos, a concentração inicial de biomassa inoculada nos frascos de reação foi de 1,0 g de sólidos, e adicionadas 1g de DQO. Os ensaios foram realizados em duplicata.

Frascos de Reações

Foram utilizados frascos de reação nas seguintes condições:

- a) Volume útil = 250 ml (valor utilizado 70% do volume útil, portanto, um volume de 175 ml);
- b) Incubados à temperatura de 38 °C
- c) Solução tampão, constituída de macro e micronutrientes, descritos por Chernicharo (1997)
- d) pH inicial: 7,0. Foi controlado adicionando NaOH a 1 e 6 N e HCL 1N.

Esse volume de 175 ml foi distribuído considerando-se que:

1. O lodo apresentou uma concentração de 36,6 gSVT// então em 1g terei \approx 24 ml;
2. O substrato sacarose apresentou uma concentração 42,45 gDQO//, então em 1g terei \approx 27ml;
3. Usou-se um valor de 20% dos 175 ml do frasco de reação para o volume da solução tampão, portanto, 35 ml da solução tampão;
4. Foram usadas diferentes dosagens variando entre 0 a 10 mg//.
5. Completou-se o volume para 175 ml com água destilada.

Preparação das dosagens dos biocidas

Como o kamoran é um sólido pesou-se 17,5 mg e diluiu-se para 100 ml com água/álcool, e dosado segundo a tabela 1, considerando ml do biocida por 175 ml da mistura do frasco de reação. A tabela D.1 (a e b) mostra as dosagens e os volumes calculados para o teste usando o biocida Kamoran.

Tabela D.1 Dosagens e volumes calculados para os testes usando o biocida Kamoran.

(a)

Kamoran	Dosagens					
ppm	0	2	4	5	8	10
mg/175ml	0	0,35	0,7	0,875	1,4	1,75
mg/l=ppm	0	2	4	5	8	10
Volume dos Frascos: (ml) Lodo+Tampão+Substrato+ água destilada	175	173	171	170	167	165
Volume dos Frascos (ml) + Dosagens de biocidas	175	175	175	175	175	175

(b)

Kamoran	Dosagens						
ppm	0	0,5	1	1 1/2	2	5	10
mg/175ml	0	0,0875	0,175	0,2625	0,35	0,875	1,75
mg/l=ppm	0	0,5	1	1 1/2	2	5	10
Volume dos Frascos: (ml) Lodo+Tampão+Substrato+ água destilada	175	174,5	174	173,5	173	170	165
Volume dos Frascos (ml) + Dosagens de biocidas	175	175	175	175	175	175	175

Para o Biocida Nalco® BDI8008 seguiu-se os mesmos procedimentos, com a diferença na preparação da diluição do biocida. Como o biocida é líquido, considerou-se que 1 ml equivale a 1g, dessa forma foram feitas diluições para se obter as dosagens mostradas na Tabela D.1. A diluição foi feita para duas concentrações 0,01 e 0,05 seguintes:

Para concentração 0,01 g/ml (1° teste):

1° Diluiu-se 2ml/200ml: diluição de 100 vezes, resultando numa solução com concentração de 0,01g/ml;

2° Dessa solução diluiu-se 17,5 ml para 1000 ml, resultando numa solução de 0,175 mg/L;

3° Usou-se as seguintes dosagens 0, 2, 4, 5, 8 e 10 mg/L.

Para concentração 0,05 g/ml (2° teste):

1° Diluiu-se 5ml/100ml: diluição de 20 vezes, resultando numa solução com concentração de 0,05 g/ml;

2° Dessa solução diluiu-se 17,5 ml para 1000 ml, resultando numa solução de 0,175 mg//;

3° Usou-se as seguintes dosagens: 0, 0,5, 1, 1 1/2, 2, 5 e 10 mg//.

Procedimentos para Incubação

a) Para o teste da AME seguiu-se uma ordem: adição do substrato, solução tampão, lodo, água destilada e por último as respectivas dosagens de biocidas: 1° teste: 0, 2, 4, 5, 8 e 10 mg// e 2° teste: 0, 0,5, 1, 1 1/2, 2, 5 e 10 mg//, para os dois biocidas.

b) Verificou-se o pH, controlando com uma base ou ácido, deixando-o em torno de 7,0;

c) Fechou-se todos os frascos com tampas de borracha reforçadas com tampas de alumínio;

d) Incubou-se os frascos de reação à uma temperatura de 37°C;

e) Fez-se a medição do gás metano produzido diariamente, durante 4 dias de incubação.

Teste de recuperação da AME

Para esse teste foram aproveitados os mesmos frascos com os mesmos reagentes do primeiro teste da AME com o biocida Kamoran. Para o teste de recuperação retirou-se um volume do sobrenadante dos frascos de reação e para esse volume considerou-se o somatório do volume da solução tampão com nutrientes e o volume do substrato. Completou-se então, com um mesmo volume da solução tampão e substrato. Incubou-se por 4 dias. Repetiu-se o mesmo teste por duas vezes.

onde era feita a incubação das garrafas 2, sob condições otimizadas (foto à esquerda) e mostra uma foto no momento da coleta do gás metano durante o teste (foto à direita).

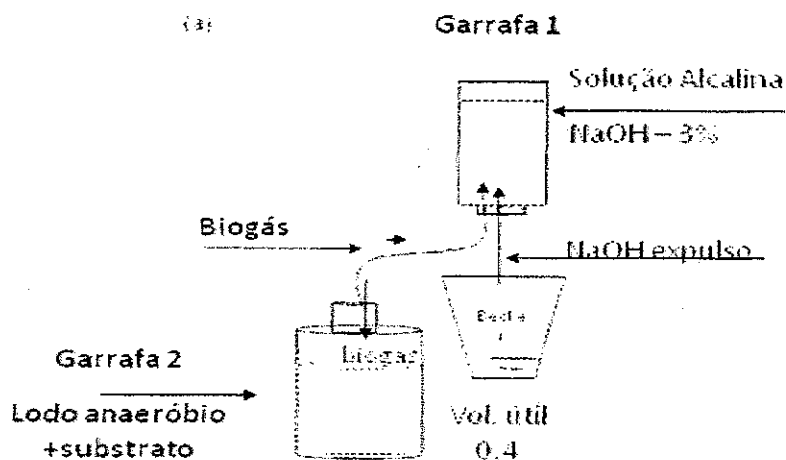


Figura A.1 Representação esquemática do teste da AME e da biodegradabilidade.

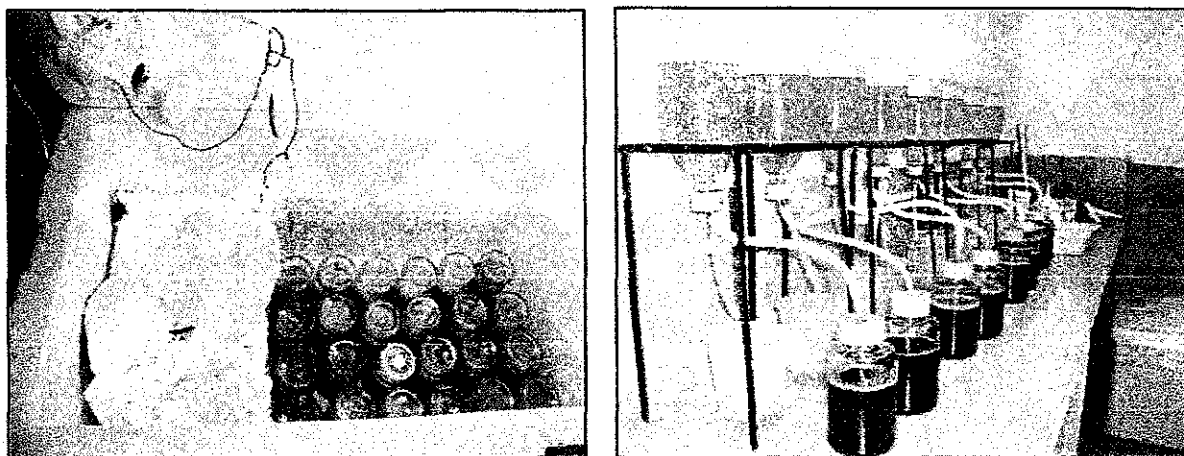


Figura A.2 Incubação dos frascos de reação a 37°C (esquerda) e medição do gás metano (direita).

Cálculos

A concentração de DQO digerida na amostra para formar o metano medido, foi calculada a partir do volume de gás, sabendo-se que a digestão anaeróbica de 4 g de DQO resulta na produção de 1 g de metano. Usando-se a lei universal, onde 1 mol de qualquer gás a uma temperatura de 0°C (273 K) e pressão de 1 atm, ocupa um volume

de 22,4 litros, determinou-se que, para a temperatura de incubação usada nos testes de 37°C (310 K), 1 mol de metano ocupará 25,44 litros. Portanto, para as condições do teste, 1 mol de metano (16 g CH₄) corresponderá ao volume de 25,44 litros gerado a partir da digestão de 64 g de DQO, então 1 litro de metano gerado será obtido mediante a digestão de 2,52 g de DQO. Dessa forma a 37°C e 1 atm, 397 ml de metano produzidos equivalem a 1 g de DQO digerida.

A taxa máxima de produção de metano ($CH_4=dV/dt$) é obtida graficamente em equivalentes de DQO (g DQO_{CH₄}/dia) que corresponde ao volume de metano produzido diariamente em litros (V_{CH_4} /dia). A AME é determinada no gráfico que relaciona o volume acumulado de metano e o tempo de incubação pelo coeficiente angular de maior inclinação como mostra a Figura A.3. A AME é dada em **g DQO.g SVT⁻¹.dia⁻¹** e foi calculada a partir da Equação A.1.

$$AME = (dV/dt * 2,52 \text{ g DQO/} CH_4) / SVT \quad (A.1)$$

Onde:

dV/dt = taxa máxima de produção de CH₄

SVT = concentração de sólidos voláteis totais incubados (g)

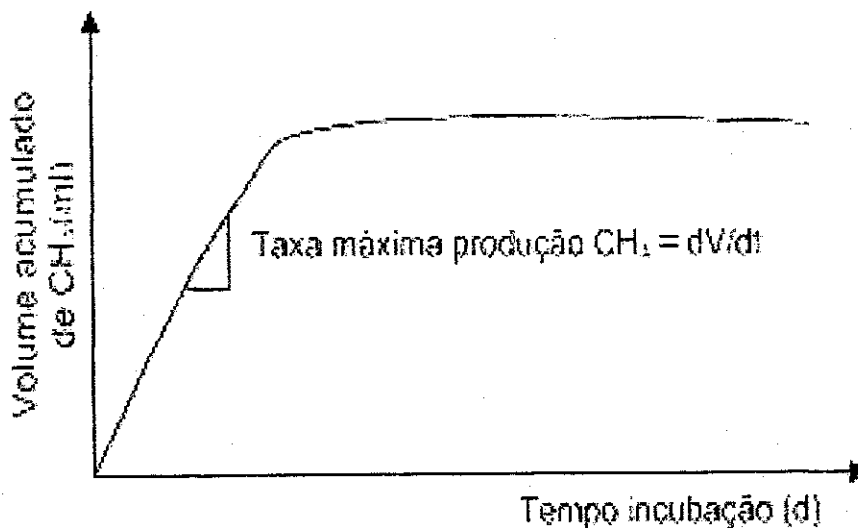


Figura A.3 Determinação gráfica da taxa máxima de produção de metano.
Fonte: Aquino (2007).

APÊNDICE B - Metodologia do teste de Sedimentabilidade do lodo

Para o teste de sedimentação do lodo dos reatores foi utilizado o teste dinâmico proposto por Leitão (2004) que consiste num tubo em acrílico onde se desloca o lodo a ser investigado (concentração e massa inicial conhecida) e se recircula o sobrenadante para a parte inferior do tubo como mostra a Figura B.1. Durante o teste são aplicadas diferentes taxas de recirculação e assim criam-se velocidades ascensionais diferentes, onde o lodo se expande de tal modo que a sua velocidade de sedimentação se iguala a velocidade ascensional do líquido. A velocidade ascensional do líquido é dada pela razão da vazão (Q) da bomba dosadora e a área do cilindro (A), Equação B.1.

$$v = Q / A \quad (B.1)$$

Nos testes são determinadas as constantes de Vesilind (1968) K (L/g) e V_0 (m/h) usando-se a equação B.2.a ou B.2.b, que relaciona a velocidade zonal de sedimentação de lodo (v) com a concentração deste.

$$V = v_0 \exp(-kXt) \quad (B.2.a)$$

ou

$$\ln(v) = \ln(v_0) - kXt \quad (B.2.b)$$

Onde:

v: velocidade de sedimentação zonal

Xt: concentração de lodo (g STS/l)

v_0 , k: constantes empíricas de sedimentabilidade

A concentração é dada pela razão entre a massa de lodo colocada no tubo (MXt) e o volume de lodo que é dado pelo produto da área A e a altura da interface lodo-sobrenadante H, como mostra a Equação B.3.

$$Xt = MXt / (HA) \quad (B.3)$$

Ao se variar a vazão (Q) da bomba dosadora se estabelecem diferentes níveis de expansão (alturas H), podendo-se determinar a relação entre a altura H e a vazão e a partir daí se calcula pares de valores de v (a partir da equação B.1) e Xt (a partir da

Equação B.3) e então usando-se a Equação B.2.a ou B.2.b, estima-se os valores das constantes de k e v_0 .

Foi utilizado nos testes um volume de lodo adensado e de concentração conhecida de cada reator. Devido à cor escura da fase líquida, objetivando visualizar a expansão do lodo durante o teste, os lodos foram lavados cuidadosamente para não destruir os grânulos formados. Os testes foram realizados num aparato constituído de 1 tubo de acrílico de 50 cm² de área (diâmetro de 4 cm) e 130 cm de altura útil. A Tabela B.1 contém as dimensões do tubo, as concentrações e volumes dos lodos utilizados nos testes e a altura ocupada no tubo pelo lodo antes de iniciar a recirculação. A Figura B.1 mostra um desenho esquemático do aparato, bem como uma foto do sistema montado, usado nos testes.

Tabela B.1 Dimensões do tubo de acrílico utilizado nos testes e condições iniciais do teste relativas ao lodo.

Dimensões do tubo acrílico				
Altura útil (cm)	130			
Diâmetro (cm)	8			
Área (cm ²)	50			
Lodo	R1	R2	R3	R4
Fase I				
Volume (L)	1	1	1	1
Altura no tubo (cm)	19	19	19	19
Concentração STS (g/l)	61,6	69,8	69,2	89,2
Fase II				
Volume (L)	0,5	0,5	0,5	0,5
Altura no tubo (cm)	10	10	10	10
Concentração STS (g/l)	70,5	69,6	66,2	77,7

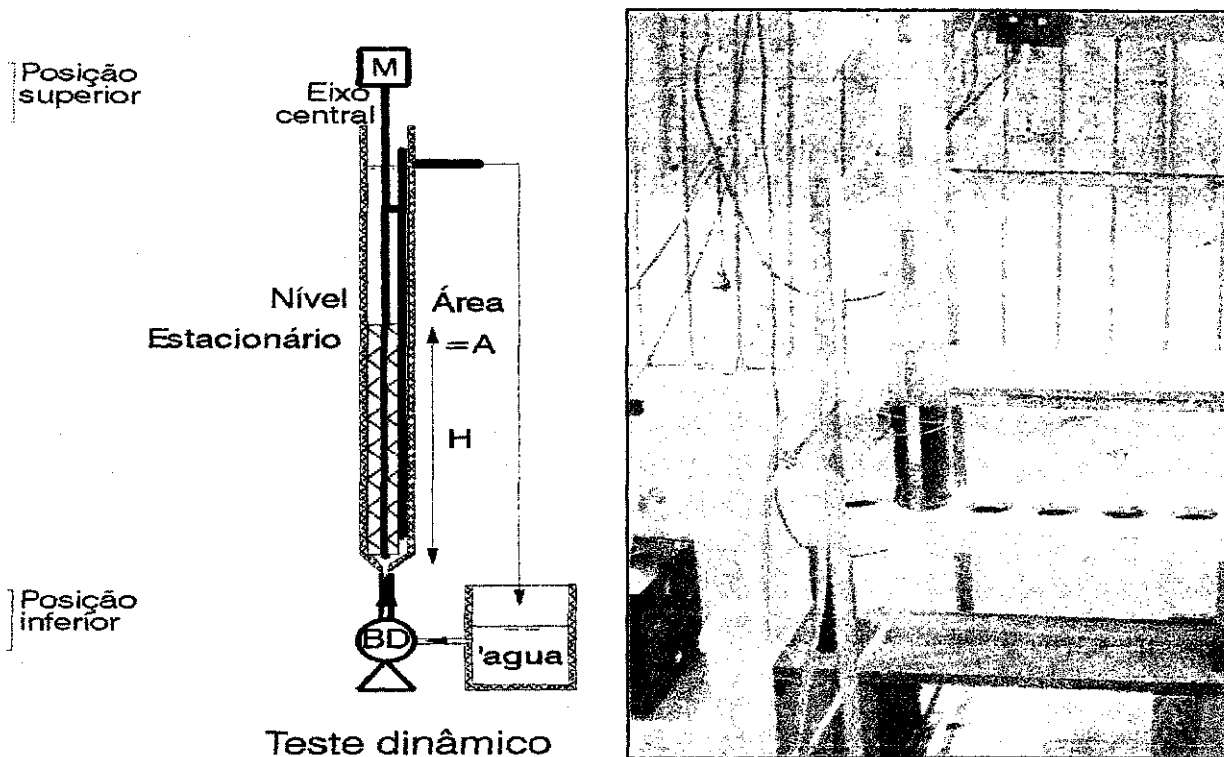


Figura B.1 Desenho esquemático do princípio do teste de sedimentabilidade pelo método dinâmico (Leitão, 2004) à esquerda e, à direita apresenta a foto da unidade utilizada no teste de sedimentabilidade durante a pesquisa.

Procedimento do teste

1. Colocar a quantidade conhecida de lodo anaeróbio dentro do reator;
2. Completar o restante do tubo com água ou com o efluente do próprio reator;
3. Ligar a bomba dosadora e com vazão bombeada calcular a velocidade de ascensão aplicada;
4. Depois que a expansão do lodo se estabiliza, fazer a leitura da nova altura do lodo através de uma trena colocada na parede do reator;
5. Aplicar uma nova vazão e repetir a partir do item 4 o mesmo procedimento para 4 ou 5 vazões diferentes;
6. Em planilha de Excel, colocar todos os dados necessários para determinar as constantes plotando-se em um diagrama semi-logarítmico (base-e) a velocidade de sedimentação (deslocamento da interface) em função da concentração de lodo. A declividade da reta dá o valor da constante k . A constante v_0 será encontrada na intersecção da reta com o eixo da ordenadas.

APÊNDICE C - Metodologia do teste de Granulometria do lodo

A distribuição do diâmetro dos grãos de um material como areia, por exemplo, é feita através de um ensaio onde se faz passar através de peneiras com diâmetro das malhas diferentes uma determinada quantidade do material. A massa de areia retida em cada peneira é pesada para daí se desenhar a curva da distribuição dos diâmetros em um gráfico log-normal. No caso de lodo, como este está em meio líquido, adaptou-se o ensaio da maneira abaixo descrita.

1. Usou-se uma série de peneiras redondas com malhas que permitiam a passagem de grânulos com diâmetro menor que o da malha da peneira usada e retenção daqueles com diâmetro maior. No teste foram usadas peneiras (série de Tyler) com malhas de 2,0; 1,19; 0,59; 0,42, 0,3 e 0,177mm. Antes do teste as peneiras foram secadas a 100 °C e pesadas.

2. Usou-se uma amostra de lodo com massa suficiente para se determinar, com precisão, a massa de lodo retida em cada uma das peneiras. Como a precisão da balança que poderia ser usada para pesar as peneiras (peso de $\pm 0,5$ kg) é de 0,1 g, estimou-se que a amostra a ser usada deveria ter massa de sólidos secos maior que 10 g. Assim, o peso médio em cada uma das cinco peneiras poderia ser de 2 g, de modo que poderia se esperar que, em cada peneira, houvesse retenção de bem mais que 0,1 g de sólidos, mesmo para as peneiras com pouco lodo. Portanto, para cada fase foi utilizado aproximadamente 200 ml de lodo.

3. O teste foi iniciado com a peneira de abertura de malha maior (2,0). A peneira foi colocada numa bacia de maior diâmetro maior que o da peneira, como indica a foto da Figura C.1 (foto à esquerda). Derramava-se então a amostra de lodo (de concentração de sólidos previamente determinada), permitindo-se a percolação do líquido. Juntamente com o líquido percolado, passavam parte dos grânulos de lodo com diâmetro menor que a dimensão da malha da peneira usada, mas naturalmente ficavam retidos os grânulos de diâmetro maior sobre a peneira, como mostra a Figura C.1 (foto à direita).