

**“ESTABILIZAÇÃO DE LODO DE SISTEMAS AERÓBIOS
EM REATORES TIPO UASB”**

JOSÉ DE ANCHIETA DA SILVA FILHO

CAMPINA GRANDE

Março de 2006

JOSÉ DE ANCHIETA DA SILVA FILHO

**“ESTABILIZAÇÃO DE LODO DE SISTEMAS AERÓBIOS EM
REATORES TIPO UASB”**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre.

Área de concentração: SANEAMENTO

Sub-área: ENGENHARIA SANITÁRIA

Orientadores: Prof. Adrianus C. van Haandel – M. Sc. PhD

Prof^(a) Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – M. Sc. PhD

Campina Grande – PB

Março de 2006



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCC

S586e Silva Filho, José de Anchieta da
2006 "Estabilização de lodo de sistemas aeróbios em reatores tipo UASB"/ José de Anchieta da Silva Filho. — Campina Grande, 2006.
78f. il.

Referências.

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

Orientadores: Adrianus C. van Haandel, Ph.D. e Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti, Ph.D.

1— UASB 2— Estabilização de lodo 1— Título

CDU 628.336.5

JOSÉ DE ANCHIETA DA SILVA FILHO

“ESTABILIZAÇÃO DE LODO DE SISTEMAS AERÓBIOS EM
REATORES TIPO UASB”

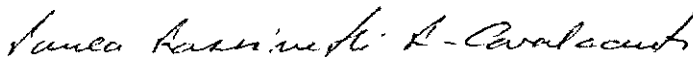
Dissertação aprovada em: 27/03/06

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Adrianus C. van Haandel – M. Sc. PhD

Orientador



Prof^(a) : Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – M. Sc. Dra

Orientadora



Mônica de Amorim Coura – M. Sc. Dra

Examinadora Interna



Mário T. Kato – M. Sc. PhD

Departamento de Engenharia Civil da UFPE

Examinador Externo

Campina Grande – PB

Março de 2006

AGRADECIMENTOS

A DEUS.

Aos meus pais, Anchieta e Maria de Lourdes, por terem possibilitado chegar aonde cheguei;

A minha esposa, Daniela, pela participação nas várias fases da minha vida, sempre contribuindo de maneira positiva;

Aos meus irmãos, Arimateia e Priscila, que de uma forma ou de outra também contribuíram de forma positiva neste trabalho;

Enfim, a todos da minha família que estiveram ao meu lado durante mais esta etapa importante da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Gostaria também de agradecer:

Ao professor Adrianus C. van Haandel, pela orientação, confiança e prestatividade durante a realização deste trabalho;

A professora Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti, pela orientação em todas as fases do trabalho, sempre com bom humor, paciência e receptividade, tornando as tarefas mais fáceis. Muito obrigado a vocês dois;

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil/ Área de Engenharia Sanitária da UFCG, que com muita dedicação contribuem para a formação de profissionais de destaque;

Ao colega de trabalho no PROSAB Paulo Rogério da Silva Cosentino, que teve participação direta nos resultados obtidos neste trabalho;

Aos bolsistas do PROSAB Gilvan, Nélia, Eudes e Leandro pelo apoio e ajuda em determinadas etapas da pesquisa;

Aos amigos José Cláudio, Israel, Romário e Eduardo pelo companheirismo;

Aos funcionários da UFCG, que colaboraram de forma direta e indireta para a realização deste trabalho;

As instituições que tornaram o trabalho real devido ao apoio financeiro (CAPES, FINEP, CNPq).

RESUMO

Este trabalho avaliou o desempenho do reator UASB quando utilizado como unidade de pré-tratamento de esgoto bruto e para a estabilização de lodo aeróbio ao mesmo tempo. O fato de entrar em estado de putrefação pouco tempo depois de interromper o fornecimento de oxigênio no descarte, devido à alta quantidade de matéria orgânica biodegradável, faz com que o lodo aeróbio necessite ser estabilizado. A alternativa de se utilizar o reator UASB com unidade de adensamento e digestão do lodo aeróbio se torna uma alternativa atraente, visto que os processos atuais de estabilização de lodos são onerosos. Foram monitorados 4 reatores UASB (R1, R2, R3 e R4) operados com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 horas e carga orgânica específica média de $2,8 \text{ kgDQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$ oriunda do esgoto bruto municipal. Os reatores R2, R3 e R4 receberam cargas adicionais de DQO na forma de lodo aeróbio e nas proporções de 20, 40 e 60% da carga orgânica advinda do esgoto bruto, respectivamente. Os resultados mostram que mesmo para o reator que recebia a maior carga de lodo a remoção de DQO do esgoto foi superior a 70%, o que garante um pré-tratamento eficiente. Amostras do lodo anaeróbio dos reatores UASB, quando incubados durante 40 dias, apresentaram redução de sólidos voláteis média menores que 17%, ficando dentro dos limites recomendados pela EPA (1992), indicando um lodo com um bom grau de estabilidade. A capacidade metabólica do lodo anaeróbio, quantificada no teste de atividade metanogênica específica (AME), apresentou uma tendência de aumento para os reatores que recebiam as maiores cargas de lodo aeróbio. Propriedades físicas importantes do lodo, tais como sedimentabilidade e filtrabilidade, não foram afetadas pelas adições de cargas de lodo aeróbio. Já o lodo expulso junto ao efluente necessita de cuidados especiais, visto que a redução de sólidos voláteis foi superior a 17%, indicando que o mesmo pode ainda não possuir um grau de estabilização compatível com uma disposição final segura.

ABSTRACT

In this thesis the performance of a UASB reactor is evaluated, when it is used as a pré treatment reactor for raw sewage digestion and at the same time as a unit for stabilization of aerobic sludge. Aerobic sludge enters in decomposition after a short time without presence of dissolved oxygen, due to the presence of a high concentration of biodegradable organic material, so that it must be stabilized. The alternative of using the UASB reactor as a unit for digestion and thickening of aerobic sludge is attractive because the conventional processes for sludge treatment are costly. Four pilot scale UASB reactors (R1, R2, R3 e R4) were operated at a retention time of 6 h and an organic loading rate of $2,8 \text{ kgCODm}^{-3}\text{d}^{-1}$ from raw municipal sewage. In addition the reactors R2, R3 and R4 received additional COD loads in the form of aerobic sludge in proportions of 20, 40 and 60% respectively of the organic sewage load. The results showed that even in the reactor with the largest additional load the COD removal efficiency of the sewage was more than 70%, so that efficient pre treatment was guaranteed. Anaerobic sludge samples from the UASB reactors when incubated during 40 days showed a reduction of less than 17 % of its volatile mass, which is within the limits set by EPA (1992), and hence indicates sludges with a fair stability. The metabolic capacity of the anaerobic sludges, as quantified by their specific methanogenic activity (SMA) increased as the load of aerobic sludge on the reactor increased. Important mechanic properties of the sludges like settleability and filterability were not affected by aerobic sludge additions. The sludge expelled from the UASB reactors requires attention as it was observed that in these sludges the reduction of volatile matter exceeded 17%, which indicates that these sludge may not yet have the degree of stabilization that is compatible with a secure final disposal.

SUMÁRIO

Resumo.....	vi
ABSTRACT.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO.....	4
2.1.1 Considerações gerais.....	4
2.2 METABOLISMO BACTERIANO.....	5
2.3 LODO SANITÁRIO: PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS.....	7
2.4 TRATAMENTO E ESTABILIZAÇÃO DE LODOS DE ESGOTOS.....	9
2.4.1 Digestão anaeróbia	12
2.4.2 Aplicação da digestão anaeróbia na estabilização de lodo sanitário.....	14
2.4.3 Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB)	15
2.4.4 Utilização de reatores UASB tratando esgotos sanitários e estabilizando lodos de esgotos de sistemas aeróbios	19
2.5 PROPRIEDADES IMPORTANTES DO LODO ESTABILIZADO	20
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL.....	23
3.1.1 Sistema de alimentação dos reatores	23
3.1.2 Descrição da configuração e operação dos reatores anaeróbios	26
3.1.3 Inoculação	28
3.1.4 Unidade geradora de lodo aeróbio	28
3.1.5 Unidade de sedimentação de lodo aeróbio	29
3.1.6 Aplicação das cargas orgânicas (esgoto bruto + lodo aeróbio).....	30
3.1.7 Acompanhamento do desempenho dos sistemas.....	31
4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS.....	41
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO	41

4.2	CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO AFLUENTE	42
4.3	DESEMPENHO DOS REATORES UASB.....	43
4.3.1	Caracterização do efluente final.....	44
4.3.1.1	pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis.....	44
4.3.1.2	Remoção de matéria orgânica e concentração de sólidos suspensos no efluente	45
4.4	CARACTERÍSTICAS DA MANTA DE LODO	49
4.5	GRAU DE ESTABILIDADE.....	52
4.6	ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA (AME).....	55
4.7	SEDIMENTABILIDADE	55
4.8	FILTRABILIDADE	57
5	DISCUSSÃO	58
5.1	ESGOTO BRUTO AFLUENTE AOS SISTEMAS	58
5.2	ADIÇÃO DE LODO AERÓBIO.....	59
5.3	MONITORAMENTO DOS REATORES UASB	60
5.4	TESTES FÍSICOS E BIOLÓGICOS NO LODO DOS REATORES UASB.....	67
6	CONCLUSÕES.....	72
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Frequência de remoção e grau de estabilização do lodo de excesso de alguns sistemas de tratamento biológicos de esgotos. (adaptado de Von Sperling e Gonçalves (2001)).	9
Tabela 2.2 – Relação SV/ST para lodo de diferentes sistemas de tratamento. Adaptado de Von Sperling e Gonçalves (2001).	11
Tabela 2.3 – Eficiências obtidas num sistema UASB+Biofiltros Aeraçdos tratando esgoto doméstico Adaptado de Gonçalves <i>et al</i> (2001).	20
Tabela 2.4 – Valores típicos da resistência específica para diferentes tipos de lodos. Adaptado de Gonçalves <i>et al</i> , (2001).	21
Tabela 3.1 – Cargas de esgoto e lodo aplicadas nos reatores.	30
Tabela 4.1 – Caracterização do lodo utilizado como inóculo nos reatores UASB.	41
Tabela 4.2 - Caracterização do esgoto bruto utilizado durante a investigação no período de setembro de 2004 a março de 2005.	43
Tabela 4.3 - Valores médios semanais de pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis no efluente final dos quatro reatores. AT (ppm CaCO ₃) e AGV (ppmHAc).	45
Tabela 4.4 – Carga orgânica volumétrica média aplicada em cada reator.	46
Tabela 4.5 – Concentração da DQO bruta e decantada no efluente dos reatores UASB.	47

Tabela 4.6 – Concentração de SST e a razão SSV/SST no efluente dos reatores UASB.....	48
Tabela 4.7 – Massa de SST média aplicada diariamente em cada reator.....	49
Tabela 4.8 – Massa de lodo acumulada, relação SV/ST e idade de lodo (Rs) nos reatores UASB.....	50
Tabela 4.9 – Resultados dos testes de estabilidade com o lodo contido nos reatores e o lodo expulso junto ao efluente, bem como o tempo de operação correspondente.....	52
Tabela 4.10 – Resultados dos testes de AME com o lodo interno dos reatores e o tempo de operação até a realização do teste.....	55
Tabela 4.11 – Resultados dos testes de sedimentabilidade com o lodo interno dos reatores e o tempo de operação dos reatores	56
Tabela 4.12 – Resultados dos testes de filtrabilidade realizados com o lodo interno dos reatores.....	57
Tabela 5.1 – Detalhamento do fluxo de massa nos reatores UASB, enfatizando entrada, saída e eficiência da digestão, supondo a presença da mesma quantidade de lodo aeróbio no efluente para todos.....	62
Tabela 5.2 – Valores médios obtidos nos dois testes de sedimentabilidade.....	67
Tabela 5.3 - Valores médios obtidos nos dois testes de filtrabilidade para a resistência específica do lodo.....	68

LISTA DE FIGURAS

- Figura 2.1 – Representação esquemática do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e decaimento bacteriano. Adaptado de van Haandel e Lettinga (1994). 6
- Figura 2.2 – Proporção entre anabolismo e catabolismo do material orgânico para o metabolismo aeróbio (a) e anaeróbio (b). Adaptado de van Haandel e Lettinga (1994). 7
- Figura 2.3 – Representação esquemática de um reator UASB, destacando seus principais componentes. 16
- Figura 2.4 – Distribuição e número de estações de tratamento de esgotos operadas, projetadas e planejadas pela COPASA. Adaptado de Chernicharo, 1997. 18
- Figura 3.1- Layout do sistema experimental, incluindo o emissário municipal (1), a caixa de passagem (2), o lodo ativado (3), o tanque de armazenamento (4), os reatores UASB (5) e as caixas de coleta (6), ----- (percurso do esgoto). 25
- Figura 3.2 – Representação esquemática de um dos reatores UASB usados na investigação e detalhes de alguns dispositivos especiais. Adaptado de Cavalcanti (2003). 26
- Figura 3.3.– Representação esquemática da medição de gás no teste de AME e estabilidade. 36
- Figura 3.4– Produção de metano do lodo anaeróbio em função do tempo. 36

Figura 3.5 – Esquema do sistema utilizado para realizar os teste de sedimentabilidade.....	38
Figura 3.6 – Representação esquemática do teste de filtrabilidade.	39
Figura 4.1 – Estratificação do lodo no reator R1.....	51
Figura 4.2 – Estratificação do lodo no reator R2.....	51
Figura 4.3 – Estratificação do lodo no reator R3.....	51
Figura 4.4 – Estratificação do lodo no reator R4.....	51
Figura 4.5 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R1.....	54
Figura 4.6 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R2.....	54
Figura 4.7 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R3.....	54
Figura 4.8 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R4.....	54
Figura 4.9 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 1.....	56
Figura 4.10 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 2.....	56

Figura 4.11 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 3.....56

Figura 4.12 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 4.....56

1 Introdução

A alta eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes faz com que os sistemas de lodos ativados sejam bastante requisitados para o tratamento de despejos domésticos e industriais. Entretanto a grande quantidade de lodo de excesso de qualidade inferior, a elevada concentração de microorganismos no efluente final e o alto consumo de energia pesam como aspectos negativos na escolha desses sistemas para tratamento de despejos.

Os sistemas anaeróbios vêm ganhando cada vez mais espaço por conseguirem a um baixo custo significativa remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, além de produzirem quantidades de lodo de excesso bem inferior aos sistemas de lodos ativados e com alto grau de estabilização.

Na vanguarda dos sistemas anaeróbios modernos está o reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB). Grande capacidade de retenção de sólidos (alta idade de lodo e elevada retenção de sólidos em suspensão), contato íntimo entre o material orgânico e as bactérias (elevada eficiência na remoção de matéria orgânica) e baixos tempos de detenção hidráulica (5 a 12 horas) são as principais vantagens que fazem com que esses sistemas venham ganhando cada vez mais espaço como unidade de pré-tratamento em estações de tratamento de esgoto.

Devido ao fato de não existir um sistema de tratamento ideal, que consiga a um baixo custo uma elevada remoção dos constituintes indesejáveis do esgoto, usa-se cada vez mais sistemas híbridos.

A possibilidade de se utilizar o reator UASB como unidade que antecede os sistemas de lodo ativado para o pré-tratamento do esgoto afluyente já foi demonstrada viável por vários autores, resultando, esta combinação, num efluente com baixa carga poluente a um custo inferior do que quando se utiliza apenas o sistema aeróbio.

Além da utilização do reator UASB como unidade de pré-tratamento de esgoto bruto, novas linhas de pesquisas estão agora direcionada para determinar a viabilidade técnica da estabilização do lodo aeróbio de excesso de sistemas de tratamento no próprio reator UASB, evitando assim grandes unidades digestoras de lodo na estação de tratamento. Ficando demonstrada a viabilidade de tal procedimento, os custos de implantação e operação de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), poderiam ser reduzidos consideravelmente, já que o reator UASB faria o pré-tratamento e a estabilização do lodo de excesso.

Levando em conta tais aspectos, a investigação experimental descrita nesta dissertação teve os seguintes objetivos:

Objetivo geral:

Verificar a viabilidade técnica de se estabilizar lodo de excesso gerado em sistemas de tratamento aeróbios em reatores UASB tratando esgoto bruto.

Objetivos específicos:

Verificar a influência da adição à carga de esgoto afluyente de diferentes cargas de lodo aeróbio sobre o desempenho e estabilidade do reator UASB em termos de:

- eficiência de remoção de DQO, comparando o desempenho de um reator UASB tratando apenas esgoto bruto ao do reator UASB tratando esgoto bruto + lodo;
- Variações significativas na alcalinidade e conseqüentemente no pH dos reatores;
- variações das propriedades mecânicas do lodo: filtrabilidade e sedimentabilidade;

- capacidade metabólica do lodo anaeróbio;
- Determinar o grau de estabilidade do lodo descartado de dentro do reator UASB;

Para tal, foram operados 4 reatores UASB, sendo 1 tratando apenas esgoto bruto e os outros 3 restantes tratando esgoto bruto e lodo aeróbio, em diferentes quantidades. Para o reator R2 era aplicada, além da carga orgânica advinda do esgoto, uma carga orgânica adicional de 20% da carga orgânica (em termos de DQO) advinda do lodo. Nos reatores R3 e R4 as cargas orgânicas eram respectivamente 40% e 60%.

2 Revisão bibliográfica

2.1 Tratamento de esgoto doméstico

2.1.1 Considerações gerais

A água captada nos mananciais pelas concessionárias de abastecimento de água é utilizada para suprir diversas finalidades (uso domiciliar, comercial e/ou industrial) e depois é devolvida à rede coletora sob a forma de esgoto. Para evitar problemas de poluição e contaminação do meio ambiente se faz necessário o tratamento do esgoto antes de sua disposição final.

Esgoto doméstico é composto por 99,9% de água e 0,1% de impurezas que conferem à água residuária características indesejáveis. Tais características estão relacionadas com a matéria orgânica biodegradável e não biodegradável, aos sólidos suspensos, nutrientes e microorganismos patogênicos. O tratamento de esgoto tem como finalidade reduzir a concentração dessas impurezas conferindo ao esgoto tratado qualidade adequada para sua disposição final sem riscos de contaminação e poluição.

A legislação em vigor estabelece padrões de qualidade associados às características que devem ser respeitadas no corpo receptor e padrões de emissão relativos às características dos efluentes industriais ou esgotos sanitários tratados, para ser possível seu lançamento em um corpo receptor. Assim sendo, quando se quiser determinar o nível de tratamento necessário, deve-se conhecer paralelamente as características do corpo receptor e a classe ao qual pertence (Andrade Neto e Campos, 1999).

Em estações de tratamento de esgoto (ETE's), os níveis de tratamento são classificados como preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar tem como meta remover material grosseiro e areia, enquanto o primário

remover sólidos sedimentáveis através de decantação simples. Nos tratamentos secundário e terciário são aplicados principalmente processos biológicos para a remoção da matéria orgânica e nutrientes, respectivamente.

Von Sperling e Gonçalves (2001) citam como principais subprodutos sólidos gerados no tratamento dos esgotos o material gradeado, areia, espuma, lodo primário, lodo secundário e lodo químico (caso haja etapa físico-química).

2.2 Metabolismo bacteriano

Nos processos biológicos os principais organismos envolvidos no tratamento dos esgotos são as bactérias, protozoários, fungos e algas, sendo as bactérias os organismos mais importantes na estabilização da matéria orgânica (von Sperling, 1996b). Segundo van Haandel e Lettinga (1994), o mecanismo biológico mais importante para a remoção de material orgânico é o metabolismo bacteriano. As bactérias utilizam a matéria orgânica para gerar energia num processo chamado catabolismo e sintetizar novas células num processo chamado anabolismo (van Haandel e Lettinga, 1994; von Sperling, 1996b). Esses dois processos ocorrem de forma interdependente e simultânea e podem ser observados tanto em ambientes anaeróbios quanto aeróbios (van Haandel e Marais, 1999).

Além do catabolismo e anabolismo existe, ainda, o decaimento bacteriano. Fatores como morte e predação, além do metabolismo endógeno, contribuem para o decréscimo da massa de microrganismos. Todas as formas de decaimento bacteriano são agrupadas a fim de representar o decaimento bacteriano total. A Figura 2.1 mostra, de forma geral, uma representação do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e decaimento bacteriano.

Segundo van Haandel e Lettinga (1994) e van Haandel e Marais (1999), existe uma relação de proporcionalidade entre a massa celular sintetizada e a

massa de material orgânico metabolizado (medida como DQO). Esta proporcionalidade é expressa pela Equação 2.1.

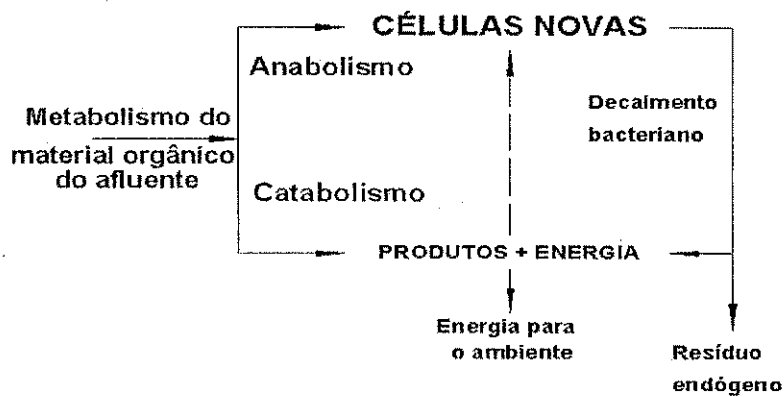


Figura 2.1 – Representação esquemática do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e decaimento bacteriano. Adaptado de van Haandel e Lettinga (1994).

$$Y = -\left(\frac{dX_v}{dS}\right)_m \quad \text{Equação 2.1}$$

Onde:

- Y é o coeficiente de rendimento;
- X_v a concentração de sólidos voláteis e
- S a concentração de material orgânico (DQO).

O valor de Y depende da natureza da atividade catabólica e, para um determinado substrato, pode ser considerado constante. Devido ao fato que no catabolismo fermentativo a produção de energia livre é muito menor que no catabolismo oxidativo, a produção celular ou massa bacteriana produzida por unidade de material orgânico metabolizado (Y) é pequena (van Haandel e Lettinga, 1994).

A Figura 2.2 mostra uma representação esquemática do metabolismo bacteriano oxidativo e fermentativo. Observa-se que enquanto no metabolismo oxidativo aproximadamente 1/3 do material orgânico é oxidado e os 2/3 restantes é anabolizado, ou seja, 67% do material orgânico metabolizado é transformado em nova massa celular, no metabolismo fermentativo a produção de nova massa celular é de apenas 3%.

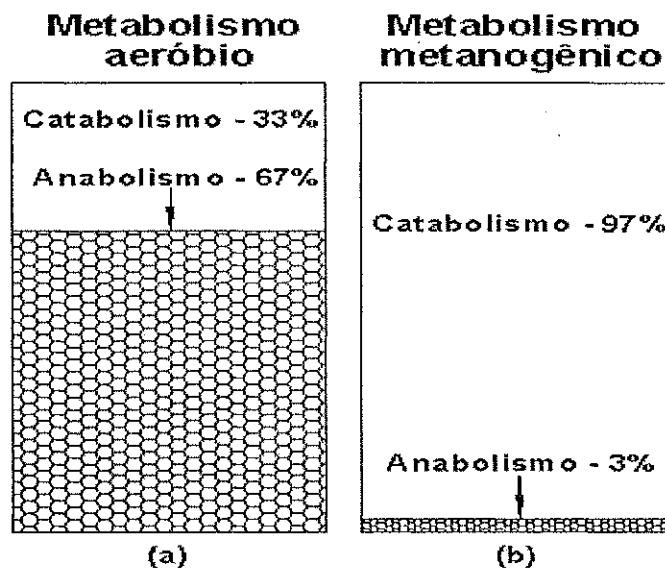


Figura 2.2 – Proporção entre anabolismo e catabolismo do material orgânico para o metabolismo aeróbio (a) e anaeróbio (b). Adaptado de van Haandel e Lettinga (1994).

2.3 Lodo sanitário: produção e características

Inevitavelmente, todos os sistemas biológicos de tratamento de esgotos produzem lodo na forma de uma suspensão bacteriana. O lodo produzido no processo anaeróbio é diferente do lodo produzido no processo aeróbio, tanto nos aspectos qualitativos como quantitativos.

Estima-se que sejam produzidas cerca de 2843 toneladas/dia de lodo por ano (expresso em matéria seca) nas estações de tratamento, das quais apenas

cerca de 5% são reutilizadas de forma adequada. Se todos os esgotos fossem coletados e tratados, esse valor seria até 3 vezes maior (Cassini, 2003). Apesar do volume de lodo produzido representar cerca de apenas 1 a 2% do volume total do esgoto tratado, seu tratamento e disposição final atinge até 50% dos custos operacionais da ETE, devendo, portanto, receber atenção especial (Nascimento *et al.*, 2001).

Enquanto a digestão anaeróbia produz cerca de 0,12 a 0,18 gSVS/gDQO, os processos aeróbios chegam a produzir de 0,60 a 0,80 gSVS/gDQO aplicada no sistema (Von Sperling e Gonçalves, 2001), ou seja, a produção de lodo nos sistemas aeróbios pode chegar a ser 7 vezes maior que nos sistemas anaeróbios. Além do lodo produzido pelos sistemas anaeróbios ser bem menos que o lodo produzido pelos sistemas aeróbios, ele ainda apresenta vantagens quando são comparados do ponto de vista de qualidade. Van Haandel e Lettinga, 1994 destacam com principais:

- Alto grau de estabilização devido à elevada idade de lodo no reator biológico que permite o seu lançamento em unidades de secagem sem qualquer etapa previa de tratamento;
- Lenta taxa de decaimento que possibilita o seu armazenamento por longos períodos;
- Alta concentração de sólidos (3 a 5%), permitindo descarte de pequenos volumes;
- Facilidade de desidratação.

Em ETE's, o lodo primário e o lodo secundário gerado em sistemas aeróbios possuem uma grande quantidade de matéria orgânica biodegradável quantificada como sólidos suspensos voláteis (SSV). No tratamento de lodo a redução da fração orgânica ou estabilização do lodo é desejável antes de sua disposição final, sendo utilizados para a estabilização quase exclusivamente métodos biológicos de digestão, podendo esta ser anaeróbia ou aeróbia (Nascimento *et al.*, 2001).

Para obter características sanitárias que permitam sua utilização nos mais diversos fins, o lodo deverá passar por processos que reduzam a fração putrescível (fração orgânica) e a quantidade de organismos patogênicos. A remoção de umidade também é aplicada ao lodo, mas tem mais função econômica do que higiênica. Neste trabalho, será dado enfoque às possíveis alternativas de reduzir a fração orgânica do lodo de sistemas aeróbios, mais especificamente sistemas de lodos ativados.

A Tabela 2.1 mostra, para os principais sistemas de tratamento, a frequência de remoção do lodo de excesso e sua classificação em estabilizado ou não. A frequência de remoção de lodo indica a quantidade gerada pelo sistema e o grau de estabilização indica a fração de material orgânico presente no lodo, sendo esses dois parâmetros de fundamental importância para a disposição final do lodo.

Tabela 2.1 – Frequência de remoção e grau de estabilização do lodo de excesso de alguns sistemas de tratamento biológicos de esgotos. (adaptado de Von Sperling e Gonçalves (2001)).

Sistema de tratamento	Frequência na remoção de lodo	Grau de estabilização
Lagoa facultativa	Anos	Estabilizado
Lagoa aerada facultativa	Anos	Estabilizado
Lagoa aerada de mistura completa	Anos	Estabilizado
Reator UASB	Semanas	Estabilizado
Lodo ativado convencional	~ Contínuo	Necessita estabilização
Reatores aeróbios com Biofilmes (alta carga)	Horas	Necessita estabilização

2.4 Tratamento e estabilização de lodos de esgotos

O tratamento do lodo é justificado por diversos aspectos, seja pelo problema de saúde pública, seja pela questão energética, devido ao fato do lodo biológico ter em sua composição diversos constituintes de grande interesse para a agricultura. Atração de vetores, odores, e risco de doenças são alguns dos problemas causados por um lodo não estabilizado.

Quando se propõe um processo de estabilização de lodo é importante considerar a quantidade de lodo a ser tratada, a integração do processo de estabilização com outras unidades de tratamento e os objetivos do processo de estabilização, compatibilizando a destinação final do lodo com normas e legislação vigentes. Basicamente, três aspectos do lodo precisam ser considerados para sua disposição segura (Cassini, 2003):

- o nível de estabilização da matéria orgânica,
- a quantidade de metais pesados e,
- o grau de patogenicidade.

A remoção de metais pesados e patógenos é obtida em maior grau através de processos físicos ou químicos, enquanto que a redução dos níveis de matéria orgânica pode ser conseguida através de métodos biológicos.

A relação entre os sólidos voláteis e os sólidos totais dá uma boa indicação da fração orgânica dos sólidos no lodo, bem como do nível de digestão do lodo. Em lodos não digeridos a relação entre sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos totais (SSV/SST) está entre 0,75 e 0,80, ao passo que em lodos digeridos estes valores situam-se entre 0,60 e 0,65. O processo de digestão remove os sólidos orgânicos biodegradáveis do lodo. Desta forma, pode-se dizer que houve uma remoção ou destruição dos sólidos voláteis (SSV). A Tabela 2.2 mostra a relação SSV/SST para lodos gerados em alguns sistemas de tratamento de esgoto.

Tabela 2.2 – Relação SV/ST para lodo de diferentes sistemas de tratamento. Adaptado de Von Sperling e Gonçalves (2001).

Tipo de lodo (secundário)	Relação SSV/SST
Lodo anaeróbio	0,55-0,60
Lodo aeróbio (Lodo ativado convencional)	0,75-0,80
Lodo de lagoas de estabilização	0,35-0,55

Para ser considerado estabilizado, o lodo de excesso deve apresentar no máximo uma redução de SV inferior a 17 %, após 40 dias de digestão, a 30°C, em escala de bancada (EPA, 1992).

Como mencionado anteriormente, são utilizados basicamente processos biológicos para a estabilização do lodo de esgotos, destacando-se principalmente métodos aeróbios, anaeróbios e compostagem.

No processo aeróbio o lodo é mantido sob aeração e sem alimentação de substrato orgânico, ocorrendo desta maneira, a redução da concentração de lodo através da respiração endógena. Este processo requer um alto consumo de energia devido à necessidade de aeração e agitação, sendo esta a principal desvantagem.

A compostagem é realizada através de processos biológicos de degradação aeróbia de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizada pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável. Na compostagem o lodo é estabilizado mediante ação de microrganismos mesófilos e termófilos que degradam a matéria orgânica e provocam a elevação da temperatura eliminando os organismos patogênicos do lodo. Como principais desvantagens são citados a necessidade de se dispor de grandes áreas, altos custos operacionais e a existência potencial de odores, embora forneça um biossólido de alta qualidade para uso na agricultura.

A digestão anaeróbia é o processo mais utilizado atualmente, produzindo um lodo relativamente estável a um custo moderado, quando comparado com

outros processos, e produzindo ao mesmo tempo, energia aproveitável na forma de gás metano. Nascimento *et al.* (2001).

2.4.1 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia representa um processo de tratamento com grandes vantagens comparativas, principalmente em relação ao seu valor econômico derivado da geração de metano, que pode ser utilizado como combustível e produzir um lodo estabilizado com características de melhoramento do solo Viguera *et al.*, (2000).

Sistemas anaeróbios são conhecidos por apresentarem, a um baixo custo e relativa simplicidade operacional, uma eficiência considerável na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, além de possuírem também um lodo de excesso com elevado grau de estabilização.

No tratamento de águas residuárias os reatores anaeróbios ganham cada vez mais o espaço antes ocupado predominantemente pelos reatores aeróbios. Na vanguarda dos processos anaeróbios, van Haandel e Lettinga (1994) citam o reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) como um sistema que, a um baixo custo de construção e operação, além de ocupar pequenas áreas, possui uma comprovada eficiência na remoção de matéria orgânica das águas residuárias domésticas e industriais.

Na estabilização da matéria orgânica através da digestão anaeróbia, pode-se distinguir quatro etapas diferentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (van Haandel e Lettinga, 1994).

Na hidrólise o material orgânico afluente é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular, através de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas. Um dos fatores ambientais que limita a taxa de hidrólise é

a temperatura, tendo em vista que temperaturas inferiores a 20°C a conversão de lipídios se torna muito baixa.

Na acidogênese os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, etc. A maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia estrita, sendo apenas cerca de 1% das bactérias facultativas, ou seja, bactérias que podem utilizar o oxigênio dissolvido no meio para oxidar a matéria orgânica. Isto é particularmente importante devido ao fato que as bactérias anaeróbias estritas são protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio.

A 3ª fase da digestão anaeróbia é conhecida como acetogênese. Nela as bactérias acetogênicas são responsáveis pela produção do substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato.

A última etapa é conhecida como metanogênese, onde há degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, efetuada pelas bactérias metanogênicas (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997).

Além das bactérias que atuam na acidogênese, acetogênese e metanogênese podem ainda se desenvolver comunidades de bactérias redutoras de sulfato. Essas bactérias competem com as bactérias metanogênicas pelos produtos da fermentação ácida, produzindo CO₂ e gás sulfídrico (H₂S). Em condições extremas, as bactérias redutoras de sulfato podem suplantam as bactérias metanogênicas inibindo por completo a produção de metano (Luduvic, 2001).

2.4.2 Aplicação da digestão anaeróbia na estabilização de lodo sanitário

As principais vantagens da digestão anaeróbia segundo Cassini (2003), van haandel e Lettinga (1994) e Chernicharo (1997) são:

- menor custo de implantação,
- menor custo de operação,
- processo gerador de biogás, podendo ser utilizado como fonte de energia e,
- maior facilidade operacional.

Quando o lodo de excesso é mantido em um ambiente anaeróbio então irão se desenvolver populações de bactérias anaeróbias, que utilizam o lodo de excesso como fonte de material orgânico para processos metabólicos fermentativos, tendo-se produtos finais estáveis, sendo o metano e dióxido de carbono os principais (van Haandel e Marais, 1999). Ainda segundo van Haandel e Marais, 1999, a digestão anaeróbia de um grama de lodo produz uma alcalinidade de 0,44 gCaCO₃, devido a mineralização do nitrogênio orgânico.

Nascimento et al. (2001) citam como principais digestores de lodo anaeróbio os digestores convencionais norte americanos, os digestores europeus ou alemães e os digestores na forma de ovo, sendo este último tido como o que apresenta maior eficiência.

Dentre os sistemas anaeróbios modernos, o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) desperta interesses por apresentar bons resultados tratando os mais diversos efluentes (domésticos e industriais) sempre com lodo de excesso com elevado grau de estabilização.

Dentre as principais vantagens do uso do reator UASB no processo de estabilização anaeróbia de lodo sanitário Nascimento *et al.* (2001) citam que:

- não haverá necessidade de mistura ou agitação do conteúdo do reator;

- não haverá necessidade de um adensador de lodo para concentrar o lodo a ser digerido;
- a separação dos sólidos da fase líquida é automática e mais eficiente, ocorrendo dentro do próprio reator, produzindo um efluente líquido substancialmente isento de sólidos e lodo mais digerido;
- o gás metano poderá ser aproveitado na geração de energia na própria ETE.

Apesar das muitas vantagens da digestão anaeróbia na estabilização de lodos de sistemas de tratamento de esgoto, os reatores atuais ainda requerem altos custos de implementação e operação. O lodo é tratado em reatores anaeróbios de câmara única que, com altos tempos de detenção hidráulica, promovem a estabilização e redução da matéria orgânica. Usualmente essas unidades são as maiores de toda a estação de tratamento Cassini (2003).

2.4.3 Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB)

Os digestores anaeróbios têm sido largamente aplicados para o tratamento de resíduos sólidos, dejetos de animais, lodos de ETE's e lixo urbano, estimando-se que milhões de digestores anaeróbios tenham sido construído em todo mundo com este propósito. Também em relação ao tratamento de esgotos domésticos tem-se verificado um enorme incremento na utilização da tecnologia anaeróbia, notadamente através dos reatores tipo UASB (Chernicharo, 1997).

Várias pesquisas têm demonstrando a eficiência do reator UASB no tratamento de esgotos domésticos em clima tropical. Ruiz et al. (2000), tratando esgotos domésticos utilizando um reator UASB, obteve eficiências em torno de 80% na remoção de DQO e 90% na remoção de sólidos. Oliva *et al.* (1997), tratando os esgotos sanitários do campus da Universidade de São Carlos, conseguiu atingir 79,2% de eficiência na remoção de DQO.

O dispositivo mais característico do reator UASB é o separador de fases. Este dispositivo colocado no reator o divide em uma parte inferior ou zona de digestão, onde há um leito de lodo responsável pela digestão anaeróbia, e uma parte superior ou zona de sedimentação. A água residuária entra no reator e segue uma trajetória ascendente, passando pela zona de digestão, atravessando uma abertura existente no separador de fases e entrando para a zona de sedimentação. Quando a água residuária entra no reator, há mistura do material orgânico nela presente com o lodo anaeróbio da zona de digestão, havendo então digestão anaeróbia, o que resulta na produção de biogás e crescimento do lodo. As bolhas de biogás formadas sobem e são captadas pelo separador de fases, enquanto que o líquido é coletado e encaminhado ao um pós-tratamento ou segue para sua disposição final (van Haandel e Lettinga, 1994). A Figura 2.3 mostra uma representação esquemática dos elementos principais que constituem um reator UASB.

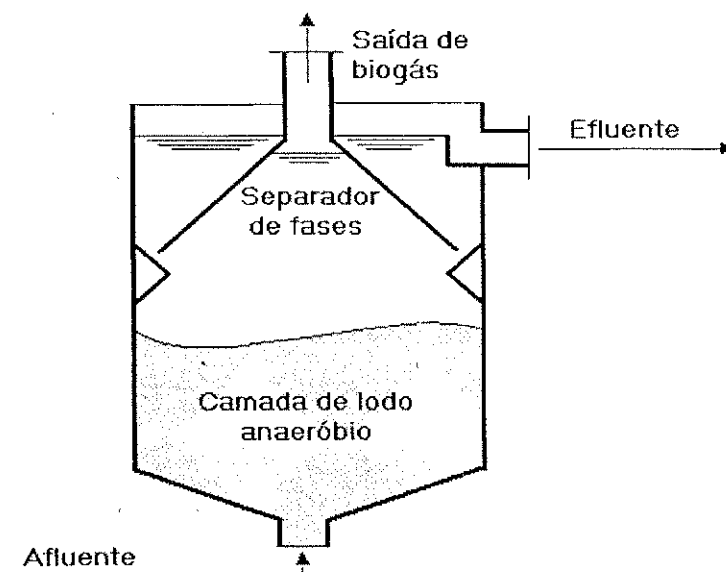


Figura 2.3 – Representação esquemática de um reator UASB, destacando seus principais componentes.

Chernicharo (1997) e van Haandel e Lettinga (1994) cita como principais parâmetros de projeto de reatores UASB o tempo de detenção hidráulica (TDH), a velocidade ascensional do esgoto e a carga orgânica volumétrica. O tempo de detenção hidráulica é definido como sendo o tempo necessário para o esgoto afluente fazer o percurso dentro do reator desde a sua entrada até o ponto de saída do efluente. A velocidade ascensional do esgoto dentro do reator não pode ser excessiva, para evitar a perda de lodo pelo arraste das partículas sólidas. Por outro lado uma velocidade alta aumenta a turbulência na zona de entrada do afluente e conseqüentemente haverá um contato mais intenso entre o lodo e o material orgânico afluente, o que é um pré-requisito para um bom desempenho do reator, devendo então ser dosada em um meio termo. Um valor usual para projetos seria 0,67 m/h. A carga orgânica volumétrica é a quantidade de matéria orgânica aplicada ao sistema por unidade de tempo. O tempo de detenção hidráulica, a velocidade ascensional e a carga orgânica volumétrica são calculados pelas Equação 2.2, Equação 2.3 e Equação 2.4, respectivamente.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 2.2}$$

$$v = \frac{H}{TDH} \quad \text{Equação 2.3}$$

$$COV = \frac{Q * DQO}{V} \quad \text{Equação 2.4}$$

Onde:

- V – volume do reator (l ou m³);
- Q – vazão afluente (l/h ou m³/h);
- H – altura do reator (metros);
- TDH – tempo de detenção hidráulica (horas ou dias);
- Q – vazão afluente (l/h ou m³/h);

- DQO – concentração de material orgânico afluente (kgDQO/L ou kgDQO/m³);
- V – volume do reator (L ou m³).

Vários autores também têm demonstrado que o uso de reatores UASB associados a outros sistemas de tratamento aumenta mais ainda as vantagens do seu uso no tratamento de esgotos. Segundo Rennó (1996), citado por Chernicharo (1997), pelo menos no estado de Minas Gerais, esta é a configuração mais projetada e planejada, como mostra a Figura 2.4. Pimenta (2005) utilizando um reator UASB seguido de um filtro anaeróbico obteve eficiências na remoção de DQO em torno de 85%. Van Haandel e Marais (1999) também citam como possível à associação do UASB ao sistema de lodo ativado. Na primeira associação (UASB + lagoa) a redução da área da lagoa é a justificativa principal, enquanto que na segunda opção (UASB + lodo ativado) a justificativa se dá com relação à economia de energia, já que grande parte da matéria orgânica foi removida e o sistema de lodo ativado será utilizado dando maior ênfase ao tratamento terciário.

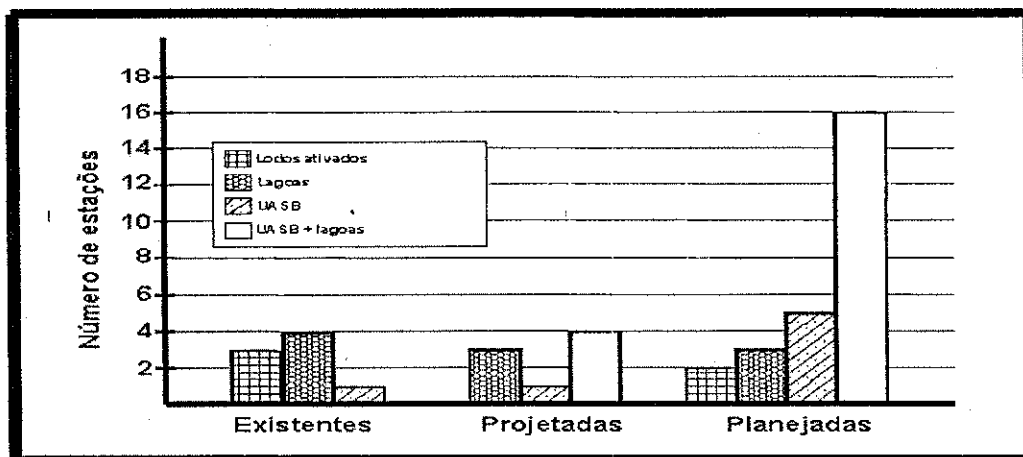


Figura 2.4 – Distribuição e número de estações de tratamento de esgotos operadas, projetadas e planejadas pela COPASA. Adaptado de Chernicharo, 1997.

2.4.4 Utilização de reatores UASB tratando esgotos sanitários e estabilizando lodos de esgotos de sistemas aeróbios

Apesar do sucesso obtido para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, a utilização do reator UASB exclusivamente destinado para a estabilização de lodo provindo de sistemas aeróbios ainda necessita de maiores investigações.

Alguns problemas identificados por Nascimento et al. (2001) inviabilizam o processo como um todo, demonstrando que aplicar somente lodo como afluente torna o reator UASB instável. Dentre os principais problemas observados por eles, podem ser citados:

- Perda excessiva da massa de lodo do reator UASB junto com o efluente, fazendo com que o reator não apresentasse a eficiência desejada;
- Baixo grau de estabilização do lodo de excesso.

Pontes e Chernicharo (2005), investigando o efeito sobre as características da biomassa em um reator UASB utilizado para tratar esgoto sanitário quando o lodo aeróbio de excesso era introduzido no mesmo, descobriram uma diminuição no diâmetro das partículas dentro do reator UASB. Além da diminuição no tamanho das partículas, observaram também uma diminuição no grau de estabilidade, que ficou em torno de 27 a 32% e ainda uma atividade metanogênica que não variou, ficando em torno de 0,1 gDQO/gSVTdia.

Diante das novas configurações dos sistemas de tratamento moderno (onde um sistema anaeróbio – principalmente o reator UASB – antecede um sistema aeróbio), van Haandel e Lettinga, 1994 citam a possibilidade de digerir o lodo de excesso do sistema aeróbio, misturado com o esgoto, no reator UASB.

Gonçalves et al. (2001) obtiveram bons resultados na qualidade do efluente final de um reator UASB (TDH de 8 horas) tratando esgoto e estabilizando lodo aeróbio advindo de unidades de pós-tratamento formadas por biofiltros aerados

submersos A carga de matéria orgânica advinda do esgoto era de 1,0 kgDQO/m³*dia enquanto a carga advinda do lodo era 0,30 kgSST/m³*dia, ou seja, aproximadamente 30% da carga orgânica advinda do esgoto na forma de lodo. Os resultados obtidos por eles na remoção de SST, DQO e DBO₅ no efluente são apresentados na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Eficiências obtidas num sistema UASB+Biofiltros Aerados tratando esgoto doméstico Adaptado de Gonçalves *et al* (2001).

Parâmetro	UASB (remoção %)	UASB + Biofiltros aerados (remoção %)
SST	62	84
DQO	66	84
DBO ₅	70	86

Além dos bons resultados obtidos na qualidade do efluente final, Gonçalves *et al* (2001) conseguiram uma relação SSV/SST no lodo de excesso de 57% do reator UASB e uma concentração de 5% de ST, o que mostra a viabilidade técnica e operacional do uso do reator UASB como unidade de adensamento e estabilização de lodos advindos de sistemas aeróbios.

2.5 Propriedades importantes do lodo estabilizado

O lodo estabilizado também deve apresentar melhorias em algumas das suas propriedades físicas, tais como sedimentabilidade, filtrabilidade e o grau de adensamento e biológicas, atividade metanogênica específica e grau de estabilidade.

O uso do IVL é bastante comum para a determinação da sedimentabilidade de lodos anaeróbios, mas gera controvérsias quando utilizado para determinar a sedimentabilidade de lodos aeróbios (Leitão 2004, Leitão *et al.* 2005). Ainda segundo Leitão, 2004 e Leitão *et al.* 2005 o procedimento que melhor se aplica a estes lodos é o descrito por Vesilind (1968), baseado na velocidade de

sedimentação em zona (VSZ) para uma determinada concentração de lodo, e que apesar de bastante difundido para lodos aeróbios, não existe relatos de valores obtidos para lodos de sistemas anaeróbios (Leitão 2004). Testes de sedimentabilidade do lodo anaeróbio realizados por Leitão (2004) indicam valores médios para V_0 e k valores de $-0,13$ (L/g) e 16 (m/h), respectivamente.

A filtrabilidade dá uma indicação da grandeza das máquinas (notadamente prensas hidráulicas) que serão utilizadas para remover parte da umidade do lodo e o grau de adensamento indica o quanto o lodo está concentrado, reduzindo os custos com unidades posteriores de adensamento e economizando com transportes (Gonçalves *et al*, 2001). O teste de filtrabilidade consiste na retenção dos sólidos presentes no lodo ao forçar sua passagem através de um meio poroso. A filtrabilidade de lodos depende do tamanho, da forma, da densidade e das cargas elétricas de superfície das partículas que o compõem. Quanto maior o tamanho das partículas, maior é a taxa de filtração e menor o teor de umidade na torta (Gonçalves *et al*, 2001). O grau de adensamento pode ser observado nas análises de sólidos totais, realizadas na manta de lodo ao longo dos vários pontos de amostragem no reator UASB. Valores típicos para a filtrabilidade de lodos estão descritos na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Valores típicos da resistência específica para diferentes tipos de lodos. Adaptado de Gonçalves *et al*, (2001).

Tipo de lodo	Resistência específica a filtração a 49 kN/m^3 (m/kg)
Lodo bruto e lodo primário	$10^{13} - 10^{15}$
Lodo ativado	$10^{12} - 10^{14}$
Lodo digerido anaerobiamente	$10^{12} - 10^{13}$
Lodo digerido por via aeróbia	$10^{11} - 10^{12}$
Lodo químico	$10^{11} - 10^{12}$

Alem das características físicas, o lodo anaeróbio ainda precisa apresentar boas características biológicas.

A taxa específica de remoção de DQO também pode ser interpretada como a atividade metanogênica específica média de lodo sob condições operacionais no sistema de tratamento. O valor desse parâmetro, que reflete a atividade metanogênica "in situ" pode ser comparado com a atividade metanogênica específica máxima de lodo que se desenvolve num ambiente sem limitação de substrato metanogênico (van Haandel e Lettinga, 1994).

A avaliação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios tem se mostrado importante no sentido de classificar o potencial da biomassa na conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico, destacando-se como principais aplicações do teste para determinar a atividade metanogênica de lodos os seguintes tópicos Chernicharo (1997):

- Avaliar o comportamento de biomassa sob o efeito de compostos potencialmente inibidores;
- Determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos ou resíduos sólidos;
- Estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos, notadamente de rejeitos industriais;
- Monitorar as mudanças de atividade do lodo, devido a uma possível acumulação de materiais inertes, após longos períodos de operação dos reatores;
- Determinar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo;
- Avaliar parâmetros cinéticos.

A determinação do grau de estabilidade de um lodo anaeróbio é um teste de laboratório. O método é uma medição direta da fração de material orgânico biodegradável que está presente no lodo, através de uma medição diária de metano até o lodo alcançar a respiração endógena Nascimento *et al.* (2001).

3 Materiais e métodos

A investigação experimental descrita nesta dissertação foi realizada nas instalações onde está sendo desenvolvido o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, que ficam numa área cedida pela CAGEPA (Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba), na antiga depuradora de esgoto, localizada no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande – Paraíba.

Todas as etapas da pesquisa como montagem e operação dos sistemas, bem como as análises laboratoriais, foram realizadas entre o período de setembro de 2004 a março de 2005. O período em que a pesquisa foi realizada correspondeu à estação de verão não tendo sido verificada, portanto, a ocorrência de precipitações consideráveis, fato que contribuiu para que a concentração da DQO no esgoto bruto apresentasse valores considerados elevados, em torno de 700 mg/L.

A pesquisa foi desenvolvida em duas etapas, sendo a primeira relativa à montagem e partida dos sistemas e a segunda à operação e monitoramento do desempenho dos reatores.

3.1 Sistema experimental

O sistema experimental era composto de um sistema de alimentação de esgoto e tratamento formado por quatro reatores UASB, cada um com um volume de 120 litros, e uma unidade de lodo ativado, atuando como uma unidade geradora de lodo aeróbio. A Figura 3.1 ilustra a disposição das unidades dos sistemas.

3.1.1 Sistema de alimentação dos reatores

O sistema de alimentação era constituído dos seguintes componentes: sistema de recalque de esgoto, caixa de passagem, tanque de armazenamento e bombas dosadoras.

- Sistema de recalque - o esgoto bruto era bombeado de um poço de visita do sistema de esgotamento da cidade de Campina Grande que passa no terreno onde a pesquisa foi realizada. O sistema de recalque era formado por um conjunto motor-bomba e uma tubulação de recalque de 3", que transportava o esgoto do poço de visita até a caixa de passagem.
- Caixa de passagem - Do fundo da caixa de passagem seguiam várias tubulações que transportavam esgoto para os diversos sistemas experimentais em operação. A caixa de passagem possuía um conjunto de bóias ligadas por um sistema elétrico ao sistema de recalque, a fim de acionar ou desligar o conjunto motor-bomba sempre que a caixa estivesse vazia ou cheia. Por estar a caixa localizada a uma altura de 4 metros do chão, a distribuição do esgoto era feita por gravidade, evitando assim bombas adicionais para cada sistema.
- Tanque de armazenamento de esgoto - todo esgoto bruto utilizado para alimentar os reatores durante o período de 24 horas ficava armazenado em um tanque, com um volume de aproximadamente 2m^3 . Diariamente, entre 10:00 e 12:00 horas, era aberto o registro localizado no fundo da caixa de passagem, enchendo-se o tanque de armazenamento que acumulava esgoto suficiente para 1 ciclo diário de operação. Uma peneira evitava que sólidos grosseiros passassem para o tanque de armazenamento, evitando-se assim danos às bombas dosadoras. Justifica-se esse procedimento pelos motivos seguintes: 1) no horário entre 10:00 e 12:00 horas a concentração da DQO tinha seu valor máximo, garantindo-se não só uma DQO afluyente elevada mas, também, uma carga orgânica praticamente constante e 2) as bombas dosadoras eram sensíveis aos sólidos grosseiros existentes no esgoto (restos de alimentos, pequenas pedras, penas de aves, entre outros), o que ocasionava entupimento sempre que alguma dessas impurezas era sugada. O tanque possuía ainda um sistema de mistura, composto por um motor acoplado a uma hélice, a fim de evitar a decantação das pequenas partículas que passavam pela tela da peneira. A

agitação era promovida de forma lenta, para evitar a introdução de oxigênio dissolvido no esgoto.

- Bombas dosadoras - foram utilizadas para alimentar os reatores quatro bombas dosadoras da marca DL MA C/LIVELLO, sendo uma para cada reator. As bombas captavam o esgoto do tanque de armazenamento e o levava para os reatores a uma vazão praticamente constante. O controle da vazão era realizado duas vezes por semana, ou sempre que se notava que algum dos reservatórios de coleta do efluente estava com o nível abaixo ou acima dos demais. Cada bomba dosadora era regulada para fornecer ao reator uma vazão de 20 L/h, resultando num tempo de detenção hidráulica (TDH) nos reatores de seis horas. As bombas dosadoras estavam localizadas entre o tanque de armazenamento e os reatores.

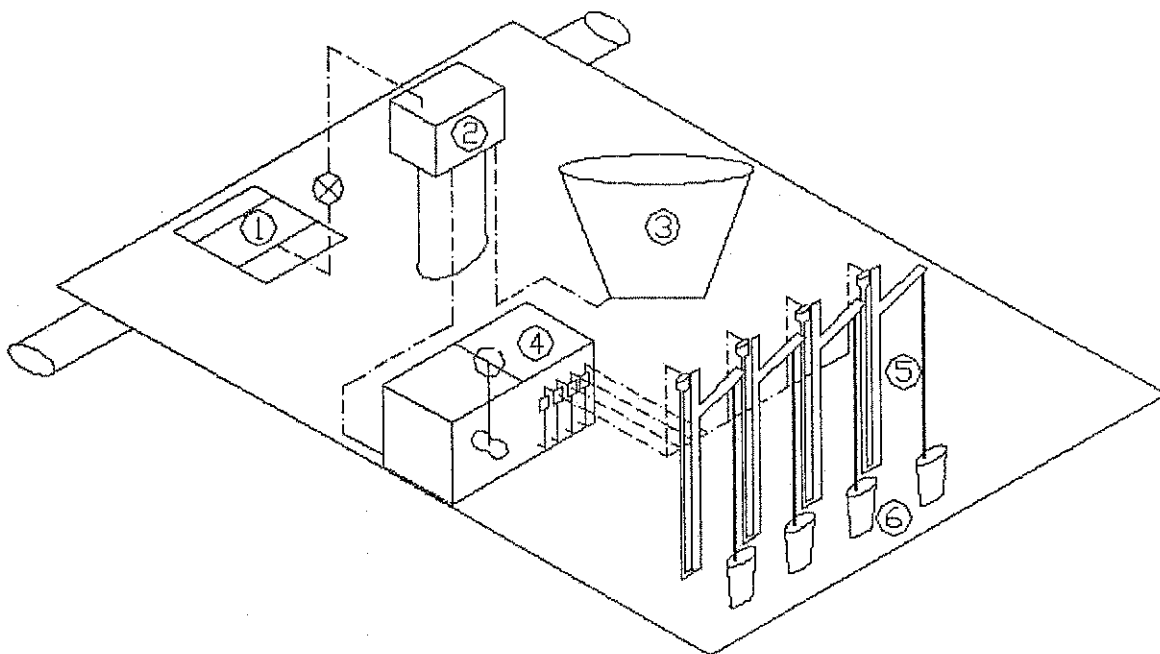


Figura 3.1- Layout do sistema experimental, incluindo o emissário municipal (1), a caixa de passagem (2), o lodo ativado (3), o tanque de armazenamento (4), os reatores UASB (5) e as caixas de coleta (6), ----- (percurso do esgoto).

3.1.2 Descrição da configuração e operação dos reatores anaeróbios

Como mencionado anteriormente, foram utilizados na pesquisa quatro reatores tipo UASB, denominados de R1, R2, R3 e R4, fabricados em tubo PVC - água, com forma cilíndrica (diâmetro de 200 mm), cada qual com 4 metros de altura e volume útil de 120 litros. O elemento mais característico do reator UASB, o separador de fases, era composto de um tubo PVC - água, também de forma cilíndrica (diâmetro de 150 mm) e com um comprimento de 1,30 metros, situado a três metros da base do reator formando um ângulo de 45° com a horizontal. A Figura 3.2 detalha os dispositivos especiais dos reatores UASB utilizados na pesquisa.

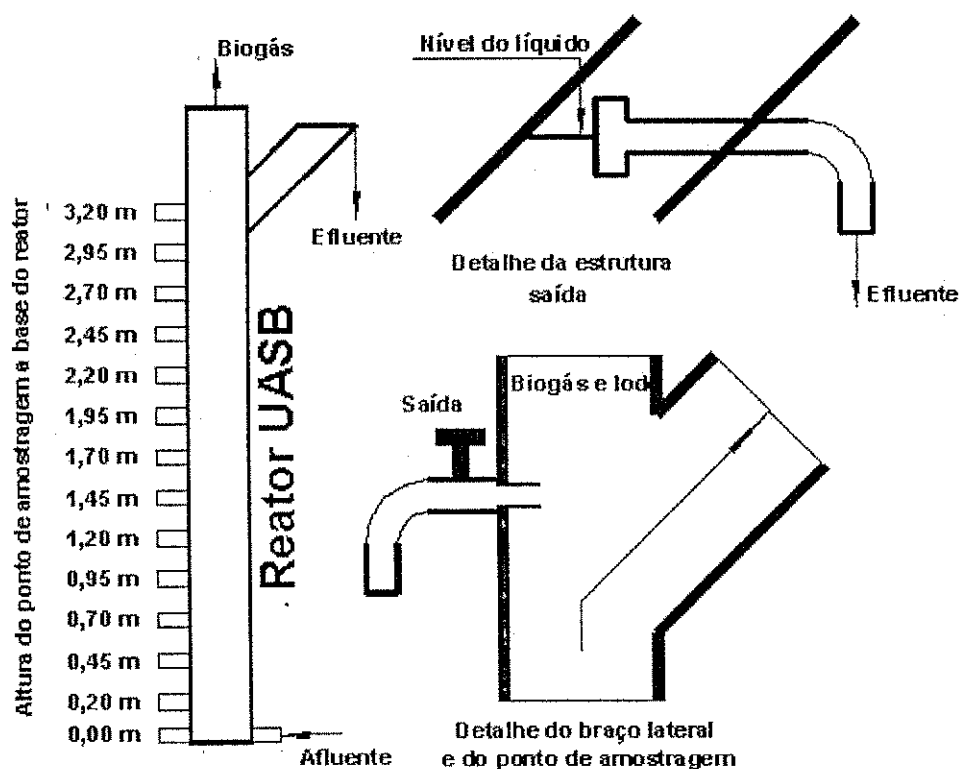


Figura 3.2 – Representação esquemática de um dos reatores UASB usados na investigação e detalhes de alguns dispositivos especiais. Adaptado de Cavalcanti (2003).

Como se pode observar na Figura 3.2, os quatro reatores possuíam torneiras localizadas ao longo de sua coluna, utilizadas para retirar amostras de lodo de dentro do reator para análises das formas de sólidos totais. As análises do lodo nos diferentes pontos de amostragem serviram para quantificar a massa de lodo retida, bem como o grau de estratificação ao longo da coluna dos reatores.

Para calcular a massa de lodo total foi utilizada a Equação 3.1, onde M é a massa de lodo no ponto de amostragem i em gramas, n é o número de pontos de amostragem, C é a concentração de lodo no ponto i , em g/L e V_i é o volume considerado de influência do ponto i , em litros.

$$M = \sum_{i=1}^{i=n} C_i * V_i \quad \text{Equação 3.1}$$

O volume V_i de influência é função do diâmetro do reator e da distância entre os pontos de amostragem de lodo. Para o ponto 0, o volume de influência era de 3,93 litros, para os pontos de 1 a 12, era de 7,85 litros, enquanto para o último ponto, ou seja, o ponto 13, o volume de influência era de 21,53 litros, somando no final, 119,66 litros.

A alimentação dos reatores era feita através de uma garrafa PET de 2 litros colocada invertida e acima do nível do líquido contido nos reatores. O fundo da garrafa era aberto para receber o esgoto bombeado e do gargalho saía uma mangueira diretamente conectada ao fundo dos reatores. Do tanque de armazenamento o esgoto era bombeado, a uma vazão constante e igual a 20 L/h para a garrafa PET e daí por gravidade afluía no reator. Cada reator possuía sua bomba dosadora e seu dispositivo de alimentação.

A saída do efluente no separador de fases era através de uma conexão em tê, para evitar que a espuma formada na superfície do líquido fosse descarregada junto com o efluente final. O tê ficava posicionado de tal forma que uma das suas

extremidades ficava completamente mergulhada (extremidade por onde passava o efluente) e outra acima do nível do líquido, impedindo a entrada do material sobrenadante, como pode ser visto na Figura 3.2. Acoplado ao tê, ainda existia uma tubulação em plástico que transportava o efluente final até as caixas de coleta. Cada reator possuía sua própria caixa de coleta do efluente final. Nessas caixas ficava retido todo o volume de esgoto tratado por cada um dos reatores durante um período de 24 horas. Elas eram importantes para quantificar todos os sólidos expulsos pelos reatores durante um ciclo de 24 horas e só assim, estimar, com maior precisão, a massa de sólidos expulsa, e conseqüentemente a idade de lodo.

3.1.3 Inoculação

Os reatores foram inicialmente inoculados com lodo anaeróbio retirado de um reator UASB de 5m³, tratando esgoto doméstico e operado com tempo de detenção hidráulica de seis horas. O reator UASB onde o lodo foi retirado estava sendo operado há mais de sete anos na própria estação experimental. O lodo inoculado foi caracterizado em termos de atividade metanogênica específica máxima (AME), estabilidade e concentração de sólidos totais. O lodo retirado do reator "mãe", aproximadamente 120 litros, foi inicialmente colocado em um tonel de 150 litros, para só depois de homogeneizado, ser colocado nos reatores, certificando-se que todos eles recebem um lodo com as mesmas características. Cada reator recebeu um volume de lodo anaeróbio de 30 litros.

3.1.4 Unidade geradora de lodo aeróbio

Como unidade geradora de lodo aeróbio foi operado, em regime de bateladas, um sistema de lodo ativado com um volume de 5m³, tratando esgoto. No sistema de lodo ativado foi mantida uma idade de lodo de 3,33 dias. O tanque, de forma cilíndrica e fabricado em fibra de vidro, possuía um motor acoplado a

uma hélice para promover a agitação mantendo o lodo em suspensão. No tanque existiam dois registros do tipo globo localizados na sua base. Um dos registros era ligado à caixa de passagem por uma tubulação que ia até o fundo da mesma caixa, sendo utilizada para encher o tanque de esgoto, enquanto o outro servia para realizar o descarte diário do lodo de excesso.

O sistema de aeração era composto por um compressor da marca SCHUZ, provido de um motor com potência de 1HP acoplado a um cilindro de ar com volume de 100 litros. O ar era transportado por uma mangueira de plástico de aproximadamente 5 mm de diâmetro do compressor até o fundo do tanque. À parte da mangueira que adentrava o reator tinha pequenos orifícios feitos com o auxílio de uma agulha, para que as bolhas de ar fossem introduzidas à massa líquida. A concentração de OD era mantida sempre acima de 4 mgO₂/L e medida com um aparelho da marca YSI MODEL 58.

3.1.5 Unidade de sedimentação de lodo aeróbio

O lodo de descarte do sistema de lodo ativado era previamente adensado antes de ser adicionado aos reatores UASB para ser estabilizado. Essa operação era necessária porque se desejava concentrar ao máximo o lodo descartado a fim de se obter a massa de SSV que era usada para alimentar os reatores UASB, num menor volume possível, evitando assim possíveis choques hidráulicos nos reatores.

O adensamento era feito em duas etapas. Na primeira eram utilizados tonéis com volume de 250 litros, dotados de um registro tipo globo localizado no fundo dos mesmos. Um cano de PVC com 15 cm de comprimento, conectado ao registro pela parte interior do tonel, permitia o descarte apenas do sobrenadante, preservando o lodo aeróbio dentro do tonel. O descarte do sobrenadante era feito após 40 minutos de repouso, contados a partir do tonel ter sido enchido. Na 2ª etapa o lodo parcialmente adensado era transferido para baldes de 40 litros, de onde, novamente após 40 minutos de repouso, o sobrenadante era descartado,

usando-se sifão. Com isso, conseguia-se um licor misto com uma concentração de SSV em torno de 8g/L.

3.1.6 Aplicação das cargas orgânicas (esgoto bruto + lodo aeróbio)

Com exceção do reator R1, todos os outros reatores recebiam carga orgânica extra na forma de lodo advinda do sistema de lodo ativado. Ficou estipulado inicialmente que, os reatores R2, R3 e R4 receberiam acréscimos de carga orgânica na forma de lodo aeróbio de 20, 40 e 60% da carga orgânica advinda do esgoto bruto.

Adotando-se a razão DQO/SSV de 1,5 (van Haandel e Marais, 1999), foram calculadas e aplicadas as cargas de lodo em gDQO/dia conforme constam na Tabela 3.1. Para cada reator, eram aplicados os sólidos sedimentáveis correspondentes ao volume necessário para se obter a massa de SSV necessária para a carga orgânica estipulada. Na Tabela 3.1 também pode se ler a carga de esgoto (gDQO/dia) aplicada, considerando-se a vazão constante e igual a 480 L/dia e uma DQO média de esgoto de 700mg/L.

Tabela 3.1 – Cargas de esgoto e lodo aplicadas nos reatores.

Reator	Vazão de esgoto (L/dia)	DQO média do esgoto (mg/L)	Carga de esgoto (gDQO/dia)	Carga de lodo (%)	Volume descarregado do LA (L/dia)	Carga de lodo (gDQO/dia)	Massa de SSV (g/dia)
R1	480	700	336	0	0	0	0
R2	480	700	336	20	150	67	45
R3	480	700	336	40	300	135	90
R4	480	700	336	60	440	200	133

3.1.7 Acompanhamento do desempenho dos sistemas

Após os reatores anaeróbios terem sido inoculados com lodo anaeróbio, estes passaram a ser alimentados com esgoto (reator R1) e com esgoto e lodo (reatores R2, R3 e R4) sendo, em seguida, iniciados os trabalhos de monitoramento de desempenho. Para tal, amostras eram coletadas para análises sempre pela parte da manhã, entre 8:00 e 9:00 horas. O esgoto afluyente aos reatores era coletado no tanque de armazenamento, antes que uma nova batelada de esgoto bruto fosse adicionada no tanque, evitando-se assim que o novo esgoto alterasse as características do anterior, que levaria a erros no cálculo da eficiência do sistema. A coleta de amostras do efluente de cada reator era realizada nas suas respectivas caixas de coleta, depois de uma rápida mistura do conteúdo de cada uma, caracterizando uma amostra composta relativa a um período de 24 horas. Ressalta-se a necessidade de homogeneizar bem o efluente coletado porque, devido ao fato de não realizar nenhum descarte proposital de lodo nos reatores durante a pesquisa, o efluente continha uma considerável quantidade de sólidos sedimentáveis.

A coleta das amostras de lodo nos reatores era realizada apenas uma vez por semana, sempre às sextas-feiras, também pela parte da manhã. O lodo analisado era retirado dos vários pontos de amostragem ao longo do reator e caracterizado de forma independente. Das análises dessas amostras eram obtidas várias informações, tais quais: idade de lodo (a partir dos sólidos expulsos no efluente e da massa de lodo no reator), atividade metanogênica específica (AME), estabilidade, percentagem SSV/SST, sedimentabilidade, filtrabilidade e a estratificação do lodo no reator.

Durante a investigação experimental foram analisados os seguintes parâmetros:

- Afluente – pH, alcalinidade total e de bicarbonato, ácidos graxos voláteis (AGV), DQO bruta (todas duas vezes por semana) e as formas de sólidos suspensos (uma vez por semana);
- Efluente - pH, alcalinidade total e de bicarbonato, ácidos graxos voláteis (AGV), DQO bruta e decantada (todas duas vezes por semana) e as formas de sólidos suspensos (uma vez por semana);
- Manta de lodo – atividade metanogênica específica máxima (AME), estabilidade, sedimentabilidade, filtrabilidade (sem frequência definida) e as formas de sólidos suspensos (uma vez por semana);
- Lodo expulso no efluente - atividade metanogênica específica máxima (AME) e o grau de estabilidade.

DQO - O teste da DQO foi realizado pelo método de refluxo fechado, conforme descrito no Standard Methods (APHA *et al.* (1995)). Do esgoto bruto, afluente aos reatores, era analisada apenas a DQO bruta, ou seja, a amostra recolhida do tanque de armazenamento bem homogeneizada, enquanto que do efluente dos reatores eram analisadas a DQO bruta, de amostras coletadas das caixas de coletas dos efluentes depois da homogeneização e a DQO decantada, obtida depois de passado o tempo de trinta minutos, suficiente para decantar os sólidos da amostra bruta. A determinação da DQO leva a uma informação importante do sistema, a eficiência na remoção de material orgânico. A eficiência média de cada reator com relação à remoção de material orgânico era calculada pela Equação 3.2.

$$E(\%) = \left(1 - \frac{DQO_{eff}}{DQO_{afl}} \right) * 100 \quad \text{Equação 3.2}$$

pH – A leitura do pH era realizada com o auxílio de um medidor digital da marca pHPLUS LaMotte, imediatamente após as amostras serem coletadas. Sempre eram realizados também os procedimentos de calibração do

equipamento, em soluções tampões padrões de pH 7,0 e 4,0. As amostras eram homogeneizadas através de um agitador magnético durante a leitura.

Alcalinidade total, de bicarbonatos e ácidos graxos voláteis – Para determinar a AT, AB e AGV das amostras analisadas foi utilizado o método titrimétrico Kapp, descrito por Cavalcanti e van Haandel (2000). O método consiste em titular a amostra com um ácido forte, de normalidade conhecida, até três valores de pH determinados.

Formas de sólidos suspensos e totais – Os sólidos suspensos, compostos pelos sólidos suspensos fixos e voláteis, foram determinados pelo método gravimétrico, descrito em APHA *et al.* (1995). Eram realizadas análises no esgoto bruto afluente, no efluente final de cada reator UASB e, eventualmente, no licor misto do lodo ativado. Os sólidos suspensos, tanto do esgoto bruto como do efluente de cada reator, eram obtidos a partir de amostras compostas. Essas amostras compostas eram elaboradas a partir de alíquotas (50ml) coletadas diariamente, para somente na sexta-feira serem analisadas. Esse procedimento teve caráter apenas econômico, tendo em vista o significativo aumento no gasto de papéis de filtro se as análises fossem realizadas 2 ou 3 vezes por semana.

Os sólidos totais foram determinados apenas com amostras coletadas do interior do reator, sendo também determinados pelo método gravimétrico e descrito em APHA *et al.* (1995).

Atividade metanogênica específica máxima – A atividade metanogênica específica máxima (AME) é definida como a taxa de produção de metano pelo lodo anaeróbio, sob condições otimizadas, ou seja, a quantidade em gramas de metano produzida a partir da DQO dos AGV destruídos por grama de sólidos totais voláteis e por dia, como expressa Equação 3.3.

$$AME = \frac{gCH_4 - DQO}{gSTV * dia} \quad \text{Equação 3.3}$$

A AME é calculada a partir da Equação 3.4.

$$AME = (2,86 \text{ gDQO} / LCH_4) * V_{CH_4/dia} * [273 / (273 + t) / SVT] \quad \text{Equação 3.4}$$

Onde $V_{CH_4/dia}$ é o volume de metano produzido diariamente em litros, t é a temperatura em que o teste foi realizado em °C (entre 28 e 30°C) e SVT a massa de sólidos voláteis totais incubados, expressa em gramas. O procedimento de medida de gás é idêntico ao do teste de estabilidade.

A Figura 3.3 ilustra o procedimento de medição do biogás: o biogás produzido na garrafa de soro contendo lodo anaeróbio e substrato é levado até uma outra garrafa, contendo uma solução concentrada de hidróxido de sódio, com auxílio de uma mangueira, fazendo com que um 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. Todos os testes de AME foram realizados seguindo os procedimentos estabelecidos no âmbito do PROSAB – Tema 2 – e descritos por Chernicharo (1997).

Procedimento analítico:

1. Determinar a quantidade de sólidos voláteis presentes no lodo a ser analisado (gSVT/L);
2. Colocar as quantidades pré-estabelecidas de lodo nos frascos de reação, preferencialmente 12 a 24 horas antes do início do teste;
3. Adicionar as garrafas de soro 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 gSVT/L. O volume final da mistura deverá ocupar entre 70 e 90% do volume da garrafa de soro;
4. Adicionar o substrato (acetato de sódio) aos frascos de reação, nas concentrações desejadas (usualmente de 1,0 a 2,5 gDQO/L);
 5. Proceder à mistura do conteúdo do frasco em equipamentos apropriados e alojados em salas com temperatura controlada em torno de 30°C;
 6. Realizar as leituras como indica o esquema da Figura 3.3.

Estabilidade de lodo anaeróbio – o teste de estabilidade foi realizado segundo o procedimento descrito por HASKONING & EUROCONSULT (1990). O teste consiste na medição indireta da fração biodegradável da matéria orgânica que está presente no lodo, através da leitura diária do volume de metano produzido até se estabelecer a respiração endógena.

Procedimento analítico:

1. Incubar lodo anaeróbio em garrafas de soro para uma produção máxima de metano de 100 ml por dia (no caso em estudo o volume incubado variava de 250 a 300 ml de lodo anaeróbio);
2. fechar as garrafas com tampas apropriadas;
3. colocar as garrafas em uma sala com temperatura controlada (28° a 30° C);
4. preparar uma solução de NaOH a 3% e colocar fenolftaleína como indicadora de solução alcalina;
5. proceder as leituras diariamente como indica o esquema da Figura 3.3 até obter a respiração endógena, quando a produção de metano fica constante.

A estabilidade do lodo está relacionada com o material biodegradável extracelular e é expressa como a produção extra de metano do lodo até atingir a respiração endógena, e pode ser calculada pela interseção da curva acumulada da produção de gás durante a fase endógena. A Equação 3.5 é usada para calcular o grau de estabilidade do lodo.

$$E = \frac{mlCH_4}{gSV}$$

Equação 3.5

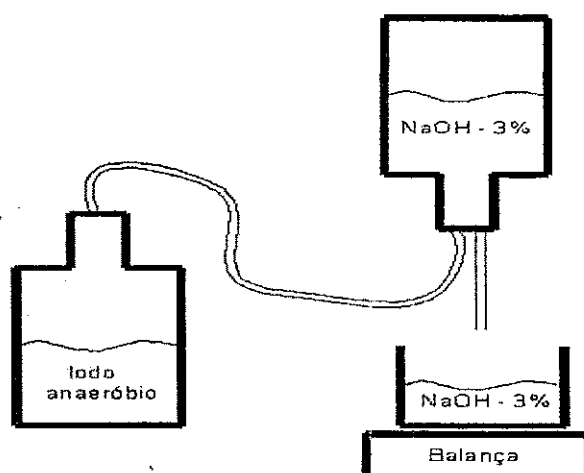


Figura 3.3.– Representação esquemática da medição de gás no teste de AME e estabilidade.

A Figura 3.4 mostra o procedimento analítico da leitura do volume de gás referente a produção endógena. A reta tangente à parábola ao tocar no eixo dos Y fornece exatamente este valor.

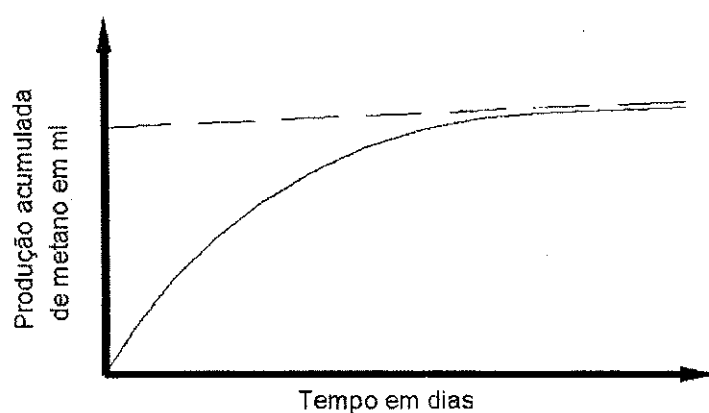


Figura 3.4– Produção de metano do lodo anaeróbio em função do tempo.

Sedimentabilidade – o teste de sedimentabilidade de lodo anaeróbio de reatores UASB foi realizado segundo os procedimentos descritos por Leitão (2004). O teste é uma modificação do procedimento proposto por White (1975) para lodo do sistema de lodos ativados. O teste consiste em colocar uma quantidade conhecida de lodo anaeróbio dentro de um cilindro transparente e aplicar diferentes velocidades ascensionais para obter diferentes níveis de expansibilidade. No teste são determinados as constantes de Vesilind (1968) k (L/g) e V_0 (m/h). Com os valores das constantes é possível determinar a velocidade de sedimentação em zona (VSZ), onde a VSZ é expressa pela Equação 3.6.

$$VSZ = v_0 * e^{-kX}, \quad \text{Equação 3.6}$$

Para realizar o teste de sedimentabilidade foram utilizados reatores UASB com diâmetro interno de 0,08m, altura de 1,2 m e volume total de 7,5 litros. Após a realização do teste, os dados obtidos eram plotados em um gráfico onde o eixo dos Y era o log neperiano da velocidade e o dos X a concentração de lodo na suspensão para cada velocidade aplicada. A Figura 3.5 mostra um esquema dos aparatos utilizados no teste de sedimentabilidade: um reator UASB em escala de laboratório construído em acrílico, uma bomba dosadora, um equipamento de agitação (1 rpm) e um recipiente de coleta do efluente recirculado.

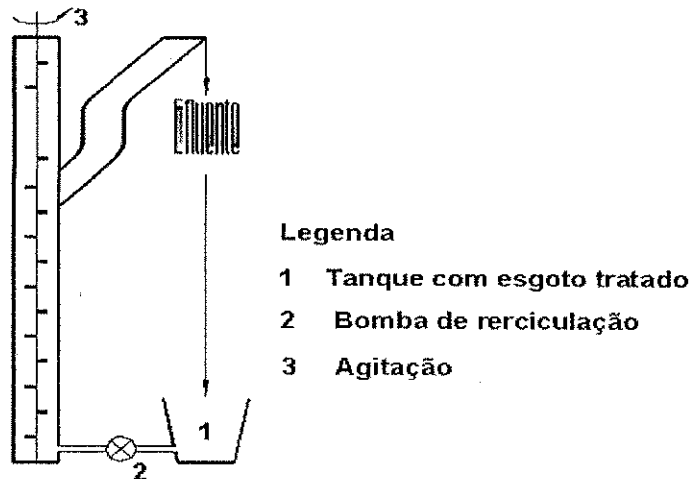


Figura 3.5 – Esquema do sistema utilizado para realizar os teste de sedimentabilidade.

Procedimento do teste:

1. Colocar uma quantidade conhecida de lodo anaeróbio dentro do reator (um volume tal que quando aplicada a maior velocidade a expansão não exceda o “braço” do reator (aproximadamente de 2 a 2,5 litros de lodo);
2. Completar o restante com efluente do próprio reator UASB;
3. Ligar a bomba dosadora e com a 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. Repetir o mesmo procedimento para 3 ou 4 vazões diferentes.

As diferentes concentrações de lodo para as diferentes vazões e velocidades podem ser calculadas utilizando a Equação 3.7.

$$X = \frac{X_0 * V_0}{A * h} \quad \text{Equação 3.7}$$

onde X é a concentração de lodo para a altura de expansão (g/L), X_0 é a concentração do lodo na amostra utilizada (g/L), V_0 é o volume de lodo usado no experimento (L), A é a área da secção transversal do reator em escala de laboratório, e h é a altura do leito expandido para uma dada velocidade.

Filtrabilidade – o modelo matemático mais utilizado para descrever o desaguamento por filtração é o proposto por Coackley e Jones, em 1953, *apud* Gonçalves *et al*, (2001). O modelo foi desenvolvido a partir da equação de Darcy – Poiseuille para escoamento de fluidos em meios porosos (Gonçalves *et al*, (2001). O teste é importante para se estimar a desidratação mecânica do lodo, por exemplo, por filtração.

O teste foi realizado segundo os procedimentos descritos por Gonçalves *et al*, (2001) e consiste na retenção dos sólidos presentes no lodo ao forçar sua passagem através de um meio poroso. A Figura 3.6 ilustra esquematicamente o procedimento para a realização do teste de filtrabilidade.

O meio poroso utilizado para que o lodo transponha é papel de filtro Whatman número 42. Durante o teste, anota-se o tempo para a filtração de determinados volumes na proveta graduada. Ao final do teste, deve-se ter um gráfico t/V (s/ml) X volume do filtrado (ml) de onde são retidos os valores desejados.

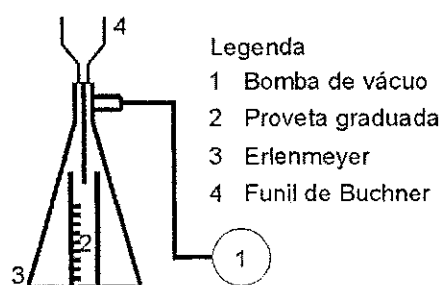


Figura 3.6– Representação esquemática do teste de filtrabilidade.

Para calcular a resistência específica à filtração, expressa em m/kg, faz-se uso da Equação 3.8.

$$r = \frac{2bPA^2}{\mu c} \quad \text{Equação 3.8}$$

Onde

- b – é o coeficiente angular da reta t/V X volume do filtrado, em s/m^6 ;
- P – pressão sobre o filtro, em Pa;
- A – área de filtração, em m^2 ;
- μ - viscosidade do filtrado a $20^\circ C$ (igual à da água) e;
- c – concentração dos sólidos analisados.

Procedimento analítico:

1. quantificar a concentração dos sólidos iniciais;
2. acoplar o funil de Buchner ao erlenmeyer;
3. adicionar o papel de filtro ao funil de Buchner;
4. Fechar a válvula e ajustar o vácuo para 15 ou 20 polegadas de Hg;
5. colocar 100 ml da amostra de lodo ao funil de Buchner e deixar um intervalo de tempo suficiente para formar a torta (geralmente 10 segundos);
6. ligar a bomba a vácuo;
7. anotar o volume filtrado até o vácuo cessar, ou a taxa de coleta de filtrado cair para cerca de 1 ml por minuto;
8. plotar os resultados obtidos em um gráfico t/V (s/ml) x Volume do filtrado (ml).

4 Apresentação dos resultados

Neste capítulo estão apresentados os resultados obtidos durante a investigação experimental que avaliou a influência da aplicação de diferentes cargas de lodo aeróbio sobre o desempenho e estabilidade operacional de um reator UASB, tratando esgoto bruto.

4.1 Caracterização do inóculo

O lodo utilizado como inóculo foi caracterizado quanto à concentração de sólidos totais (ST), voláteis (STV) e fixos (STF), atividade metanogênica específica (AME) e estabilidade. Os resultados obtidos dessa caracterização inicial estão apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Caracterização do lodo utilizado como inóculo nos reatores UASB.

ST (g/L)	STV (g/L)	STF (g/L)	Volume de lodo inoculado (L)	Massa de lodo inoculada (kgST)	AME (gDQO* $gSVT^{-1}$ * dia^{-1})	Estabilidade (%SVTdestruídos)
33	19	14	30	0,99	0,11	7

A massa de lodo inoculada em cada reator foi de 0,99kg de ST, sendo este valor bem aquém da capacidade do digestor que era de 3,0kg de ST, conforme será visto na Tabela 4.8. Isso contribuiu para que durante as primeiras semanas do experimento a quantidade de lodo expulso junto com o efluente fosse mínima, visto que os reatores ainda tinham a capacidade de retenção de sólidos.

4.2 Caracterização do esgoto bruto afluente

A Tabela 4.2 contém os valores médios semanais da DQO, SST, SSV, SSF, pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis (AGV) do esgoto bruto afluente dos reatores UASB. Observa-se que os valores médios da DQO variaram de 415mg/L (valor médio semanal mínimo) a 841mg/L (valor médio semanal máximo), resultando numa DQO média de 686 mg/L ao longo do experimento. Os valores médios semanais do pH variaram de 7,4 a 7,8, sendo a média de 7,6. A média semanal da alcalinidade total variou de 312 a 462 mgCaCO₃/L, sendo o valor médio ao longo da investigação de 412 mgCaCO₃/L, enquanto os ácidos graxos voláteis (AGV) variaram de 106 e 227 mgHAc/L com média de 180 mgHAc/L. A concentração de sólidos suspensos totais (SST) variou de um mínimo de 206mg/L a um máximo de 462 mg/L, com uma média ao longo da investigação de 326 mg/L. Os sólidos suspensos voláteis (SSV) apresentaram valores médios semanais mínimo e máximo respectivamente de 152 e 372 mg/L, sendo a média desses valores semanais 252 mg/L. A fração volátil e fixa estava sempre em torno de 78% e 22%, respectivamente.

Observa-se que, apesar da grande amplitude de variação apresentada pela concentração da DQO do esgoto bruto, na grande maioria do tempo esta sempre esteve próxima a média geral observada, que foi de 689mg/L. Fato semelhante também aconteceu com os outros parâmetros medidos (pH, alcalinidade total, AGV e sólidos suspensos).

Tabela 4.2 - Caracterização do esgoto bruto utilizado durante a investigação no período de setembro de 2004 a março de 2005.

Tempo (semanas)	Sólidos suspensos (mg/L)			SSV/SST (%)	DQO (mgO ₂ /L)	pH	Alcalinidade total (ppmCaCO ₃)	AGV (ppmHAc)
	SST	SSV	SSF					
1	•ND	•ND	•ND	•ND	796	7,6	449	198
2	462	372	90	81	769	7,5	403	218
3	358	276	82	77	746	7,7	421	220
4	350	258	92	74	786	7,6	412	220
5	300	216	84	72	724	7,5	435	227
6	360	306	54	85	592	7,4	429	176
7	332	272	60	82	774	7,5	421	197
8	334	278	56	83	•ND	•ND	•ND	•ND
9	288	233	55	81	•ND	•ND	•ND	•ND
10	242	188	54	78	415	7,7	312	107
11	400	288	112	72	727	7,6	395	193
12	344	260	84	76	614	7,8	379	135
13	378	280	98	74	697	7,7	376	178
14	398	300	98	75	725	7,6	435	214
19	362	246	116	68	724	7,5	413	204
20	294	228	66	78	601	7,5	420	193
22	210	158	52	75	•ND	•ND	•ND	•ND
23	206	154	52	75	•ND	•ND	•ND	•ND
24	296	230	66	78	548	7,6	430	119
25	306	236	70	77	841	7,5	462	162
26	298	244	54	82	619	7,6	431	153
27	320	264	56	83	706	7,5	414	168
Média	326	252	74	77	689	7,6	411	181
Valor máximo	462	372	116	85	841	7,8	462	227
Valor mínimo	206	154	52	68	415	7,4	312	107
Desvio padrão	62	50	21	4	105	0,09	33	36
CV	0,19	0,20	0,28	0,06	0,15	0,01	0,08	0,20

• Não determinado.

4.3 Desempenho dos reatores UASB

Para avaliar o desempenho dos reatores foram avaliadas a qualidade do efluente final e do lodo produzido.

A qualidade do efluente final foi avaliada quanto aos sólidos suspensos, matéria orgânica residual e quanto à estabilidade operacional dos reatores (AGV, alcalinidade total e pH). Amostras de lodo (do conteúdo dos reatores e de lodo de excesso) foram utilizadas para determinar o grau de estabilidade, a atividade

metanogênica específica, filtrabilidade, sedimentabilidade e estratificação do lodo dentro do reator.

4.3.1 Caracterização do efluente final

4.3.1.1 pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis

Observou-se que, para todos os reatores, não houve problemas relacionados com a estabilidade operacional, notadamente com a manutenção do pH em torno do neutro, quando se utilizou o reator UASB como unidade de pré-tratamento e de digestão de lodo. As leituras de pH mostram que para todos os quatro reatores os valores do pH estiveram dentro da faixa de 7,0 a 7,8, com valores médios de 7,4, 7,3, 7,3 e 7,4 para os reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente. Os valores médios da alcalinidade total e dos ácidos graxos voláteis foram de 450, 456, 462 e 467 mgCaCO₃/L e 72, 81, 90 e 95 mgHAc/L para os reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente. A Tabela 4.3 mostra os valores médios semanais obtidos para o pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis nos efluentes dos reatores UASB.

Tabela 4.3 - Valores médios semanais de pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis no efluente final dos quatro reatores. AT (ppm CaCO₃) e AGV (ppmHAc).

Tempo (semanas)	R1			R2			R3			R4		
	pH	AT	AGV	pH	AT	AGV	pH	AT	AGV	pH	AT	AGV
1	7,6	430	122	7,4	423	157	7,6	433	159	7,6	433	162
2	7,4	417	132	7,5	420	129	7,4	407	158	7,5	406	149
3	7,6	441	139	7,5	441	133	7,5	430	156	7,6	430	156
4	7,4	473	57	7,4	464	52	7,4	475	85	7,4	473	91
5	7,2	450	55	7,3	465	60	7,2	460	58	7,2	461	72
6	7,2	464	53	7,4	482	63	7,2	484	69	7,4	508	91
7	7,3	465	50	7,4	482	69	7,2	483	78	7,4	498	83
10	7,6	462	57	7,8	458	57	7,7	447	53	7,8	458	52
11	7,4	454	60	7,5	468	62	7,5	479	80	7,6	476	78
12	7,5	455	55	7,4	461	68	7,5	468	70	7,6	477	78
13	7,4	445	61	7,3	443	74	7,5	469	83	7,5	503	100
14	7,6	451	63	7,6	467	84	7,6	473	67	7,6	471	83
19	7,2	450	70	7,2	466	78	7,2	480	85	7,3	498	104
20	7,2	439	68	7,2	447	68	7,2	460	67	7,3	469	72
24	7,2	435	52	7,2	437	63	7,2	447	73	7,4	449	73
25	7,2	475	55	7,0	479	83	7,2	486	88	7,1	481	105
26	7,3	462	70	7,2	466	78	7,2	489	107	7,3	464	100
27	7,1	444	76	7,0	443	82	7,2	455	81	7,2	460	64
Média	7,4	451	72	7,3	456	81	7,3	463	90	7,4	467	95
Valor máximo	7,6	475	139	7,8	482	157	7,7	489	159	7,8	509	162
Valor mínimo	7,1	417	50	7,0	420	52	7,2	407	53	7,1	406	52
Desvio padrão	0,18	15	28	0,19	19	29	0,17	23	34	0,18	27	31
CV	0,02	0,03	0,39	0,03	0,04	0,36	0,02	0,05	0,37	0,02	0,06	0,33

4.3.1.2 Remoção de matéria orgânica e concentração de sólidos suspensos no efluente

Como descrito no Capítulo 3, todos os reatores receberam uma carga orgânica volumétrica média advinda do esgoto bruto de 2,8 kgDQOm⁻³.dia⁻¹ durante o experimento, caracterizando uma concentração média da DQO afluente em cada reator de 689 mg/L. Com exceção do reator R1, que foi utilizado como testemunha na pesquisa, os outros recebiam acréscimos de carga orgânica na

forma de lodo aeróbio. A Tabela 4.4 mostra, para cada reator, as cargas orgânicas volumétricas médias aplicadas em cada reator, relativas ao esgoto bruto (EB), lodo aeróbio e a carga média total.

Tabela 4.4 – Carga orgânica volumétrica média aplicada em cada reator.

Reator	Carga orgânica advinda do EB (kgDQO/m ³ *dia)	Carga orgânica advinda do lodo (kgDQO/m ³ *dia)	Carga orgânica total (kgDQO/m ³ *dia)
R1	2,8	0	2,8
R2	2,8	0,56	3,4
R3	2,8	1,12	3,9
R4	2,8	1,68	4,5

Na Tabela 4.5 estão mostrados os resultados obtidos da DQO bruta e decantada. A concentração média da DQO no efluente bruto foi de 255mg/L, 353mg/L, 471mg/L e 480mg/L para os reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente. Já a concentração média de DQO no efluente decantado foi de 148mg/L, 160mg/L, 170mg/L e 181mg/L. Também pode ser observado na Tabela 4.5 que, para o efluente decantado, a concentração de DQO não aumentou mesmo depois da aplicação das cargas de lodo. Foram observadas para o efluente decantado eficiências médias de 78%, 76%, 75% e 73% para R1, R2, R3 e R4, respectivamente, enquanto que para o efluente bruto, as eficiências médias observadas foram de 62%, 47%, 29% e 28% para R1, R2, R3 e R4, respectivamente, ao longo de todo o período da pesquisa.

Tabela 4.5 – Concentração da DQO bruta e decantada no efluente dos reatores UASB.

Tempo _i (semanas)	R1		R2		R3		R4	
	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)
1	238	224	287	259	280	263	291	276
2	291	261	272	235	313	269	276	265
3	291	255	284	239	321	269	284	269
4	243	171	221	164	586	207	386	243
5	184	135	462	142	195	138	145	149
6	155	120	282	155	915	190	423	176
7	204	115	341	158	448	154	609	222
8	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND
9	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND
10	296	151	381	166	306	142	450	163
11	332	157	357	133	594	154	615	192
12	284	135	482	162	515	178	686	198
13	319	126	523	144	734	182	1172	174
14	283	94	514	109	551	130	681	145
19	210	108	345	129	480	136	518	132
20	210	98	217	105	322	105	266	119
22	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND
23	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND
24	212	151	342	151	493	158	521	158
25	186	110	428	186	303	131	441	103
26	340	126	327	122	816	133	422	136
27	305	126	285	122	307	140	447	140
Média	255	148	353	160	471	171	480	181
Valor máximo	340	261	523	259	915	269	1172	276
Valor mínimo	155	94	217	105	195	105	145	103
Desvio padrão	57	50	95	44	201	51	229	54
CV	0,22	0,34	0,27	0,28	0,43	0,30	0,48	0,30

• Não determinado.

Para os SST a concentração média foi de 114 mg/L, 208 mg/L, 278 mg/L e 339 mg/L, enquanto que a concentração de SSV média foi de 84 mg/L, 146 mg/L, 194 mg/L, 233 mg/L para R1, R2, R3 e R4 respectivamente. A relação SSV/SST no efluente foi em média 75%, 72%, 71% e 71% para R1, R2, R3 e R4, respectivamente, indicando que os sólidos descarregados juntamente com o efluente tinham praticamente a mesma fração orgânica. A Tabela 4.6 mostra o os

valores da concentração de sólidos suspensos no efluente dos reatores UASB ao longo do tempo, enquanto que a Tabela 4.7 mostra a massa de sólidos suspensos totais aplicada, em média, em cada reator por dia.

Tabela 4.6 – Concentração de SST e a razão SSV/SST no efluente dos reatores UASB.

Tempo (semanas)	R1		R2		R3		R4	
	SST (mg/L)	SSV/SST (%)	SST (mg/L)	SSV/SST (%)	SST (mg/L)	SSV/SST (%)	SST (mg/L)	SSV/SST (%)
1	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND	•ND
2	71	86	51	90	65	86	55	89
3	104	85	48	94	170	81	111	85
4	62	84	71	79	308	73	284	73
5	49	76	180	61	166	71	226	37
6	48	85	190	78	274	74	198	96
7	87	78	258	74	248	79	376	76
8	109	78	274	79	250	76	320	75
9	94	76	244	77	234	77	306	74
10	156	73	214	76	218	78	292	73
11	200	72	212	71	380	68	410	70
12	138	70	338	69	462	66	614	67
13	158	75	332	67	494	64	784	64
14	168	70	410	64	442	68	580	64
19	142	66	244	68	396	65	460	69
20	112	68	192	66	384	65	312	65
22	48	75	132	62	94	72	290	65
23	44	82	254	61	254	63	360	64
24	114	69	176	65	212	67	300	69
25	146	68	206	70	244	68	284	68
26	164	68	174	72	424	67	276	70
27	186	70	168	73	118	75	274	72
Média	114	75	208	72	278	71	339	71
Valor máximo	200	86	410	94	494	86	784	96
Valor mínimo	44	66	48	61	65	63	55	37
Desvio padrão	49	6	91	9	124	6	164	11
CV	0,43	0,08	0,44	0,12	0,45	0,09	0,49	0,16

• Não determinado.

Tabela 4.7 – Massa de SST média aplicada diariamente em cada reator.

Reator	Origem dos sólidos (gSST/dia)		Total (gSST/dia)
	Esgoto	Lodo aeróbio	
R1	157	0	157
R2	157	60	217
R3	157	120	277
R4	157	179	336

4.4 Características da manta de lodo

Amostras de lodo foram coletadas ao longo da coluna dos reatores para determinar a fração volátil, o grau de estabilização e a atividade metanogênica específica. A partir dos dados de sólidos foram calculadas também a idade de lodo e a distribuição da massa de lodo (estratificação) no reator em função de sua altura. A capacidade de acumulação de lodo, a fração SV/ST e a idade de lodo podem ser observados na Tabela 4.8.

A capacidade de acumulação de sólidos foi praticamente a mesma em todos os quatro reatores, não variando em mais de 10% entre os valores extremos. Em média a massa máxima de lodo retida durante toda a fase experimental foi de 3,0, 3,0, 2,8 e 2,7 kgST, para os reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente. A porcentagem de SV dentro dos reatores R1, R2, R3 e R4 foi de 56%, 61%, 61% e 62%, respectivamente.

As massas de lodo dentro do reator juntamente com a de sólidos descarregada no efluente dão a indicação da idade de lodo de cada reator. A idade de lodo ou tempo de retenção celular variou entre os reatores devido as diferentes proporções de massa de sólidos descarregadas, uma vez que a quantidade de lodo interno é praticamente a mesma para todos os reatores. Em média, os reatores R1, R2, R3 e R4 apresentaram idade de lodo de 48, 30, 21 e 17 dias, respectivamente.

Tabela 4.8 – Massa de lodo acumulada, relação SV/ST e idade de lodo (Rs) nos reatores UASB.

Tempo (semanas)	R1			R2			R3			R4		
	ST (g)	SV/ST (%)	Rs (dias)	ST (g)	SV/ST (%)	Rs (dias)	ST (g)	SV/ST (%)	Rs (dias)	ST (g)	SV/ST (%)	Rs (dias)
3	2720	54	33	3162	60	80	2998	56	25	2811	63	38
4	2937	59	65	2940	61	63	2650	60	15	2415	62	15
5	2669	57	78	2773	62	31	2533	60	26	2507	61	37
6	2983	56	78	2568	58	21	2528	62	16	2601	60	17
7	3449	56	56	2969	63	20	2947	64	20	2764	63	13
8	2890	58	40	3349	61	19	2860	63	19	2908	65	16
9	3474	57	57	3075	64	22	3156	64	23	3123	65	19
10	3356	57	34	2964	63	24	3058	64	24	3152	66	20
11	3085	57	25	3118	61	26	2792	61	14	3190	63	14
12	3146	56	38	3308	60	18	2840	60	12	2815	60	9
13	3100	55	30	3079	61	17	2828	58	11	2989	64	8
14	2982	53	28	2931	61	14	2833	63	12	2673	65	10
19	3147	51	35	3059	56	21	2781	62	14	2715	59	10
20	2875	55	43	3313	59	32	2468	61	13	2625	63	17
22	3135	53	92	3014	60	45	2695	62	50	2552	61	17
23	2897	55	88	2934	59	23	2704	61	21	2675	61	14
24	2838	56	41	3010	62	34	2826	61	25	2579	61	16
25	3091	56	35	3004	61	26	2907	61	22	2536	63	17
26	3156	57	33	2974	62	30	2842	62	13	2538	61	16
27	3016	59	28	2912	60	29	2775	61	39	2605	61	16
Média	3047	56	48	3023	61	30	2801	61	21	2739	62	17
Valor máximo	3474	59	92	3349	64	80	3156	64	50	3190	66	38
Valor mínimo	2669	51	25	2568	56	14	2468	56	11	2415	59	8
Desvio padrão	215	2	21	181	2	16	174	2	10	228	2	8
CV	0,07	0,04	0,45	0,06	0,03	0,54	0,06	0,03	0,47	0,08	0,03	0,46

A determinação da estratificação da massa de lodo no interior dos reatores é importante para verificar a existência ou não de lodo flotando, permitindo avaliar a possível ocorrência de perdas consideráveis de lodo junto com o efluente. Os resultados mostraram que até uma altura de 0,75m a concentração de lodo estava em torno de 60gST/L, em média, para todos os reatores. A partir da altura de 0,75m até a altura de 3,0 m, todos os reatores também apresentavam praticamente a mesma concentração de ST, cerca de 25 a 30 gST/L, reduzindo drasticamente para menos de 2 gST/L nos últimos centímetros. Uma observação mais detalhada pode ser vista nas Figura 4.1, Figura 4.2, Figura 4.3 e Figura 4.4.

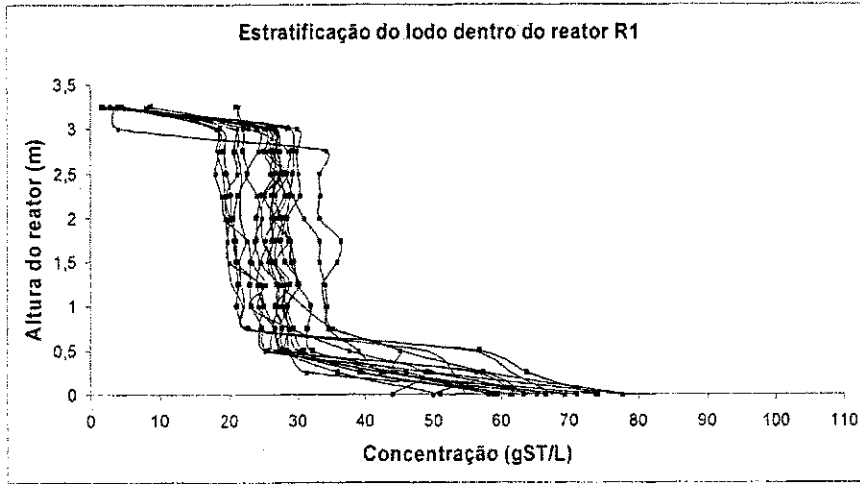


Figura 4.1 – Estratificação do lodo no reator R1.

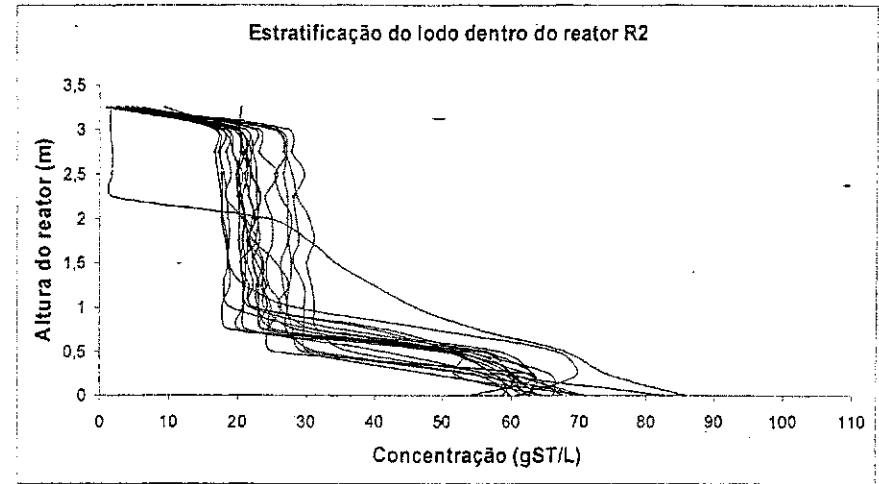


Figura 4.2 – Estratificação do lodo no reator R2.

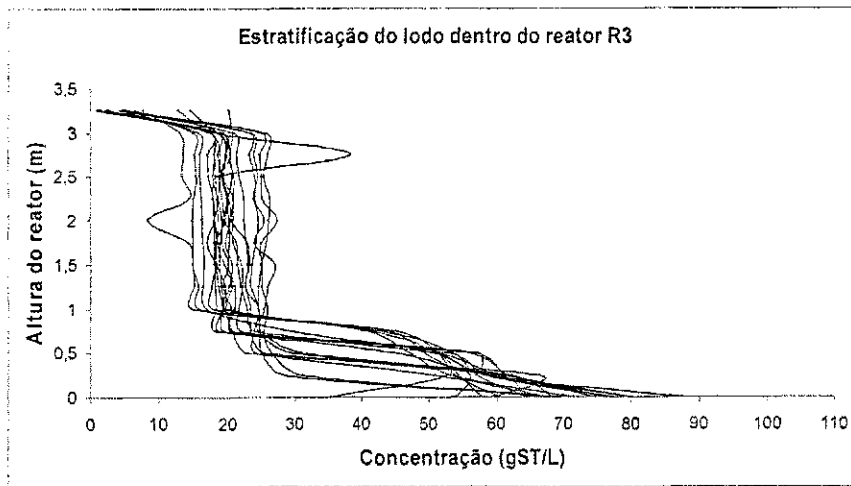


Figura 4.3 – Estratificação do lodo no reator R3.

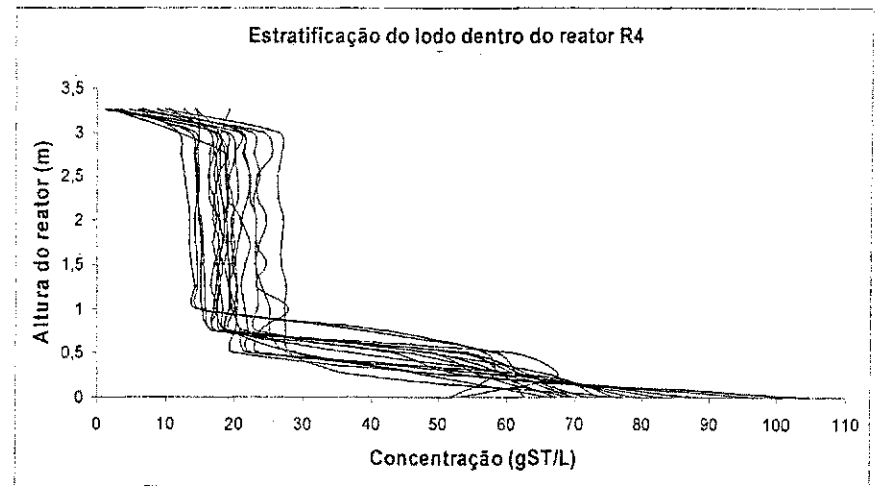


Figura 4.4 – Estratificação do lodo no reator R4.

4.5 Grau de estabilidade

Durante o experimento, além do teste do grau de estabilidade do lodo inoculado, apresentado na Tabela 4.1, foram realizados mais três testes de estabilidade, sendo dois do lodo contido nos reatores e um do lodo expulso junto ao efluente (lodo de excesso). A Tabela 4.9 mostra os valores obtidos nos teste de estabilidade do lodo interno dos reatores e expulsos junto ao efluente, bem como o do tempo de operação dos reatores quando da realização dos mesmos.

Em média, os reatores R1, R2, R3 e R4 apresentaram uma redução de SV para o lodo contido dos reatores de 14%, 15%, 17% e 18%, respectivamente. A redução de SSV durante o primeiro teste de estabilidade foi maior que 17% para os reatores R3 e R4, enquanto que, no segundo, os valores obtidos foram abaixo dos 17%, para todos os reatores. Já com relação ao lodo expulso junto com o efluente, a redução de SSV foi maior que 17%, indicando um grau de estabilidade menor. Para os reatores R1, R2, R3 e R4, os valores medidos obtidos no único teste de estabilidade realizado foram de 17%, 26%, 26% e 26%, respectivamente.

Tabela 4.9 – Resultados dos testes de estabilidade com o lodo contido nos reatores e o lodo expulso junto ao efluente, bem como o tempo de operação correspondente.

Testes	R1		R2		R3		R4	
	Est (%)	Tempo	Est (%)	Tempo	Est (%)	Tempo	Est (%)	Tempo
1° teste (lodo interno)	16	69	17	69	19	69	19	69
2° teste (lodo interno)	11	159	13	159	15	159	16	159
3° teste (lodo expulso)	17	127	26	127	26	127	26	127

As Figura 4.5, Figura 4.6, Figura 4.7 e Figura 4.8 mostram os gráficos obtidos nos dois testes de estabilidade realizado com o lodo interno dos reatores UASB.

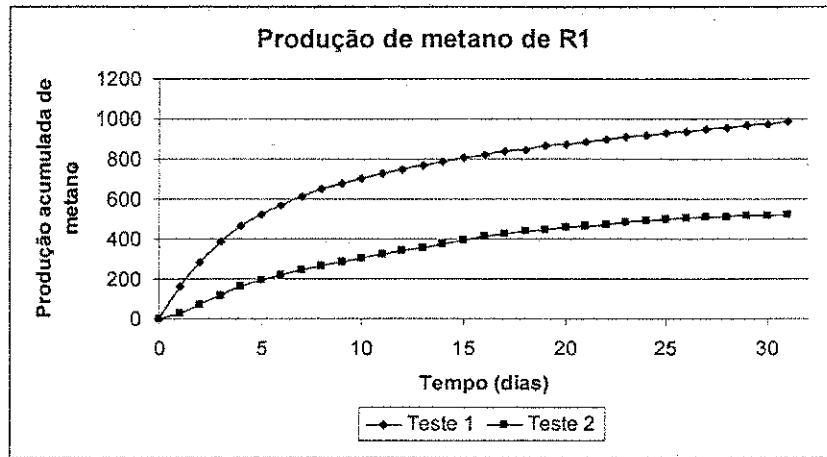


Figura 4.5 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R1.

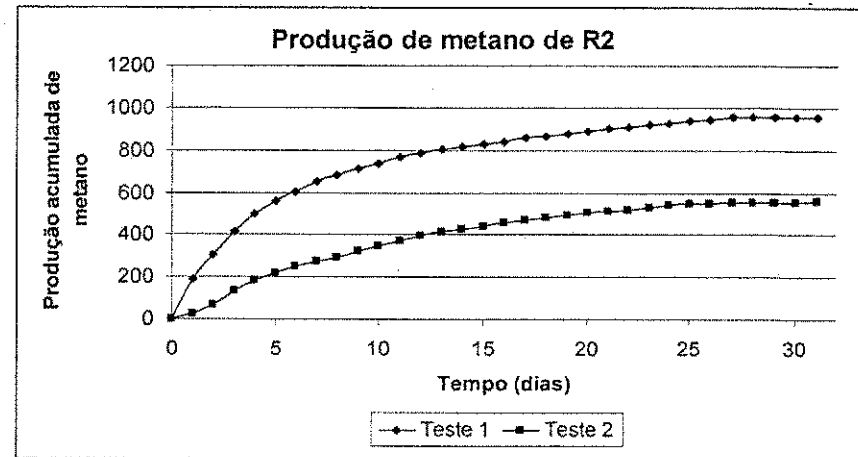


Figura 4.6 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R2.

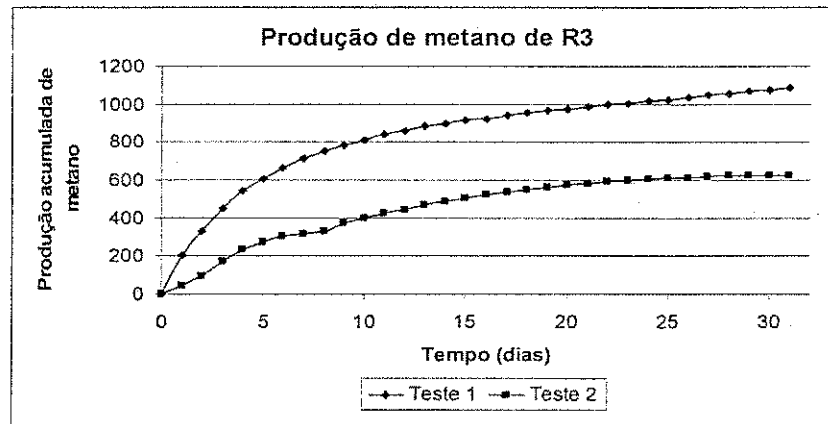


Figura 4.7 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R3.

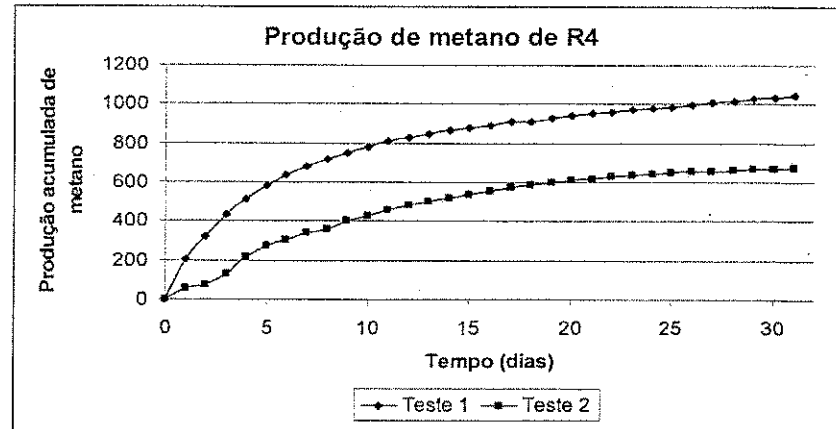


Figura 4.8 – Produção acumulada de metano (ml) em função do tempo para o reator R4.

4.6 Atividade metanogênica específica (AME)

Foram realizados três testes de AME, sendo o primeiro utilizando o lodo inoculado nos reatores e, posteriormente, mais dois testes utilizando o lodo dos reatores tratando apenas esgoto e esgoto mais lodo anaeróbico. No primeiro teste realizado com o lodo que serviu de inóculo aos reatores foi verificada uma AME de $0,11 \text{ gDQO} \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Nos outros dois teste, realizados com o lodo interno dos reatores, em média, os valores obtidos para a AME foi de 0,08, 0,18, 0,13 e 0,14 $\text{gDQO} \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Na Tabela 4.10 pode-se observar a AME de cada reator e o tempo de operação do sistema, em dias, quando o teste foi realizado.

Tabela 4.10 – Resultados dos testes de AME com o lodo interno dos reatores e o tempo de operação até a realização do teste.

Testes	R1		R2		R3		R4	
	AME	Tempo	AME	Tempo	AME	Tempo	AME	Tempo
1° teste	0,08	69	0,18	69	0,10	69	0,09	69
2° teste	0,08	159	0,17	159	0,15	159	0,19	159

4.7 Sedimentabilidade

Durante a pesquisa, foram realizados para cada reator, dois testes de sedimentabilidade, de onde foram determinados os dois parâmetros principais da equação de Vesilind: as constantes k e v_0 . Para os reatores R1, R2, R3 e R4 os valores obtidos de k foram, em média, 0,04, 0,04, 0,06 e 0,04 Lg^{-1} , respectivamente, enquanto v_0 teve valores médios de 5,8, 6,3, 8,1 e 7,4 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente. As Figura 4.9, Figura 4.10, Figura 4.11 e Figura 4.12 mostram os gráficos obtidos, para cada reator, relativos aos dois testes realizados de sedimentabilidade. A Tabela 4.11 mostra os valores obtidos das constantes de

Vesiling para os dois testes realizados e o tempo em que os testes foram realizados.

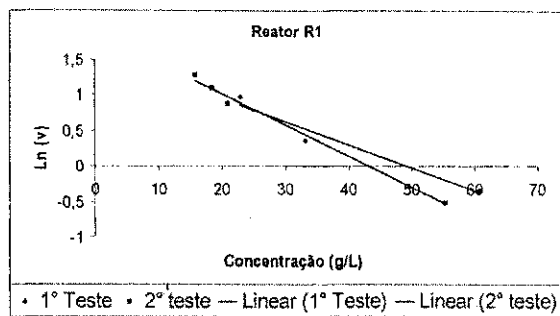


Figura 4.9 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 1.

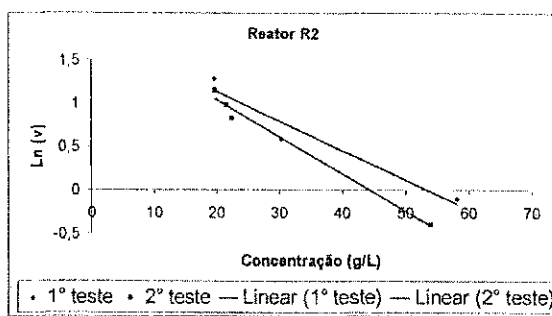


Figura 4.10 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 2.

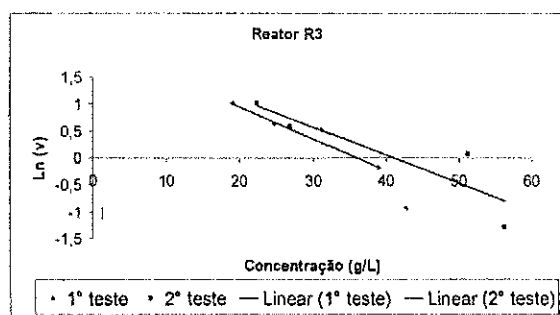


Figura 4.11 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 3.

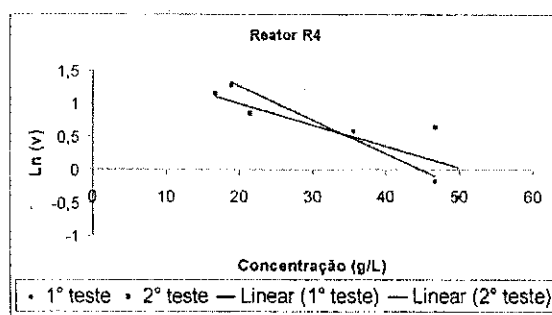


Figura 4.12 – Log neperiano da velocidade de sedimentação em função da concentração no reator 4.

Tabela 4.11 – Resultados dos testes de sedimentabilidade com o lodo interno dos reatores e o tempo de operação dos reatores .

Testes	R1			R2			R3			R4		
	K (L/g)	V_0 (m/h)	Tempo (dias)	K (L/g)	V_0 (m/h)	Tempo (dias)	K (L/g)	V_0 (m/h)	Tempo (dias)	K (L/g)	V_0 (m/h)	Tempo (dias)
1º teste	0,03	4,9	144	0,03	6,1	144	0,06	8,4	144	0,05	10,0	144
2º teste	0,04	6,6	175	0,04	6,5	175	0,05	8,4	175	0,03	5,2	175

4.8 Filtrabilidade

O teste de filtrabilidade avalia a resistência à filtração de um determinado lodo. Foram realizados dois testes, que ocorreram em paralelo aos testes de sedimentabilidade, ou seja, foram utilizados os mesmos lodos do teste de sedimentabilidade com o mesmo tempo de operação. Em média, foi observado que os reatores R1, R2, R3 e R4 apresentavam uma resistência a filtrabilidade, em kN/m^3 (m/kg) de $6,7 \cdot 10^{13}$, $7,8 \cdot 10^{13}$, $1,5 \cdot 10^{14}$ e $1,5 \cdot 10^{14}$, respectivamente. A Tabela 4.12 mostra os valores obtidos nos dois testes realizados.

Tabela 4.12 – Resultados dos testes de filtrabilidade realizados com o lodo interno dos reatores.

Testes	R1	R2	R3	R4
1° teste	$6,7 \cdot 10^{13}$	$7,7 \cdot 10^{13}$	$2,1 \cdot 10^{14}$	$2,1 \cdot 10^{14}$
2° teste	$6,7 \cdot 10^{13}$	$7,9 \cdot 10^{13}$	$8,7 \cdot 10^{13}$	$9,3 \cdot 10^{13}$

5 Discussão

Neste capítulo serão discutidos os resultados obtidos do experimento realizado para avaliar a viabilidade técnica do tratamento, em um reator UASB, do lodo de excesso gerado num sistema de lodo ativado, alimentado com esgoto bruto da cidade de Campina Grande.

5.1 Esgoto bruto afluyente aos sistemas

Como descrito nos capítulos anteriores, o esgoto bruto era captado todos os dias sempre em torno das 10 horas, já que se tinha a informação que no período das 10 às 12 horas o esgoto é mais concentrado em termos de DQO Leitão (2004). O procedimento adotado de armazenar esgoto para alimentação dos reatores garantia uma carga orgânica praticamente constante ao longo de 1 dia de operação e não variava muito em dias consecutivos.

Foram feitas 29 medições de DQO do esgoto bruto e, apesar da significativa amplitude dos valores da DQO, somente por duas vezes estes valores ficaram abaixo dos 550 mg/L e 8 vezes acima de 750 mg/L. Os dois menores valores registrados (412 e 419 mg/L) ocorreram em uma semana que houve precipitações pluviométricas, fato que contribuiu para diluir o esgoto ainda na rede coletora. De um modo geral, o esgoto de Campina Grande pode ser classificado quanto à concentração de matéria orgânica como de concentração média (Metcalf e Eddy, 1991).

Também foram analisados o pH, a alcalinidade total e de bicarbonatos, os ácidos graxos voláteis e os sólidos suspensos do esgoto bruto. Devido ao fato da cidade de Campina Grande apresentar uma água de abastecimento com elevada alcalinidade, os seus esgotos também apresentam uma alcalinidade elevada, em média acima de 400 mgCaCO₃/L. O pH sempre se manteve acima de 7,0, o que é de se esperar, tratando-se de esgoto municipal. A alta alcalinidade evitou que houvesse durante todo o experimento, risco de colapso no sistema devido a

problemas de azedamento: o pH do efluente final dos reatores se manteve sempre acima do ponto neutro de $\text{pH} = 7.0$.

5.2 Adição de lodo aeróbio

As cargas adicionais de lodo aeróbio foram estimadas levando em consideração que na prática em sistemas anaeróbio-aeróbios o lodo de excesso do sistema de pós-tratamento aeróbio dificilmente terá uma carga orgânica maior que 60 % da DQO do esgoto bruto. Um cálculo simplificado da produção de lodo aeróbio em sistemas de pós-tratamento anaeróbio-aeróbio pode ser visto abaixo.

Um digestor anaeróbio tratando esgoto nas condições ambientais prevalentes no Brasil, tipicamente tem uma eficiência de no mínimo 50 %. Se os 50 % não removidos no pré-tratamento anaeróbio são tratados aerobiamente, em torno de 10 % não serão removidos (material não biodegradável e solúvel) e dos 40 % que podem ser removidos no máximo 2/3 (27 %) serão transformados em lodo, enquanto 1/3 (13 %) é oxidado. Portanto, dificilmente a quantidade de material orgânico produzido no sistema de pós-tratamento aeróbio excederá 27 % do material orgânico no afluente do sistema anaeróbio. Logo, o valor de 60% é uma porcentagem bastante conservadora.

No experimento, a concentração de DQO do afluente era 700 mg/l em média, o que resulta para uma vazão constante de 480 l/d uma carga orgânica de 336 gDQO/d. Desse modo, a carga adicional máxima era 60 % de 336 gDQO/d, ou seja, 201 gDQO/d, que transformando em massa de lodo seria algo em torno de 133 g SSV/d, adotando a relação de 1,5 gDQO/gSVS (van Haandel e Marais, 1999).

É interessante observar que tentativas de usar o digestor UASB só para estabilização de lodo não deram o resultado desejado (Nascimento *et al.*, 2001). Nestes testes foram aplicados de 40 a 160 gSSV/d para os mesmos digestores, mas estes tiveram em todos os casos um desempenho fraco, observado-se a

tendência do lodo flotar e deixar o digestor junto com o efluente, embora o volume alimentado fosse pequeno e o tempo de permanência elevado. Para todos os digestores a tendência era perder o lodo e entrar em colapso.

5.3 Monitoramento dos reatores UASB

a) Estabilidade operacional

A estabilidade operacional foi avaliada medindo-se o valor do pH, da alcalinidade e da concentração de ácidos graxos voláteis do efluente de cada um dos 4 reatores UASB. Durante toda a pesquisa, em média, o valor do pH nos reatores ficou entre 7,3 e 7,4, indicando que cargas adicionais de lodo de excesso aeróbio (de até 60% da carga orgânica advinda do esgoto bruto) aplicadas nos reatores não influíram negativamente no valor do pH já que este valor se manteve dentro da faixa ótima de 6,5 a 7,5 descrita por Van Haandel e Lettinga (1994) e Chernicharo (1997). A alta alcalinidade do esgoto bruto e a não acumulação de AGV garantiram durante todo o experimento os valores observados do pH próximo à neutralidade.

Os valores médios de alcalinidade medidos indicaram uma pequena tendência de aumento de R1 para R4, não variando esta em mais que 5%. Em média, os reatores R1, R2, R3 e R4 apresentaram valores de alcalinidade em torno de 451, 456, 463 e 467 ppmCaCO₃, respectivamente. Esse aumento na alcalinidade pode ser devido à liberação de amônia nos reatores durante o processo de digestão do lodo aeróbio (Cosentino *et al.*, 2005), que apesar de ter sido pequena contribuiu para elevar a alcalinidade.

Um discreto aumento na concentração de AGV também foi observada durante a operação para dosagens maiores de lodo aeróbio a ser digerido: em média, R1, R2, R3 e R4 apresentaram valores de 72, 81, 91 e 95 mgHAc/L,

respectivamente. A maior acumulação de AGV nos reatores que recebiam cargas adicionais de lodo aeróbio em nenhum momento levou a riscos de azedamento.

b) Remoção de matéria orgânica

A eficiência média de cada reator pode ser calculada de duas formas. A primeira compara apenas a DQO no efluente final com a DQO no esgoto bruto afluente e a segunda compara a DQO no efluente final com a DQO no esgoto bruto afluente e no lodo aeróbio, para os reatores que recebiam acréscimos de lodo.

Levando em consideração somente à carga orgânica proveniente do esgoto bruto, a eficiência média na remoção de matéria orgânica durante toda a pesquisa para o efluente bruto foi de 63%, 47%, 29% e 28%, para R1, R2, R3 e R4, respectivamente, enquanto que para o efluente decantado a média geral foi de 79%, 76%, 75% e 73% para R1, R2, R3 e R4, respectivamente. Esses resultados mostram que a eficiência de remoção do material orgânico da fase líquida do esgoto foi pouco afetada pela adição de lodo aeróbio, mas esta adição claramente aumentou a concentração de sólidos sedimentáveis (lodo) no efluente bruto. A concentração de lodo volátil pode ser calculada pela diferença da DQO bruta e a decantada do efluente, sabendo-se que cada g SSV possui 1,5 gDQO van Haandel e Marais (1999).

Quando se analisa a entrada de DQO como o somatório do esgoto bruto e do lodo aeróbio, as eficiências médias do efluente bruto para os reatores R1, R2, R3 e R4 são 63%, 57%, 51% e 56%, respectivamente. Para o efluente decantado, os valores médios na remoção de DQO são 79%, 81%, 82% e 84%, respectivamente.

Devido ao fato de que não foi dada nenhuma descarga proposital de lodo nos reatores UASB, eles sempre operaram nos seus limites máximos de retenção de sólidos (cerca de 3,0 kg de SST). Portanto, a massa de sólidos aplicada diariamente nos reatores (seja vinda do esgoto ou do lodo aeróbio) que não

sofresse os processos seqüências de hidrólise, acetogênese, acidogênese e metanogênese ou até mesmo incorporada no lodo anaeróbio seria, inevitavelmente, expulsa junto com o efluente, contribuindo para elevar a concentração de DQO no efluente final, resultando numa eficiência baixa do efluente bruto. Isto faz com que os reatores que recebessem mais sólidos, e conseqüentemente expulsassem mais sólidos também, apresentassem maior concentração de DQO no efluente bruto.

c) Sólidos suspensos no efluente

Como mencionado anteriormente, os reatores que recebiam as maiores cargas de sólidos também expulsavam as maiores quantidades de lodo junto com seus efluentes. A Tabela 5.1 detalha, para cada reator, a origem da fração de SSV aplicada diariamente. Nela também pode ser observada a massa de SSV descarregada diariamente junto ao efluente de cada reator, bem como a fração anaeróbia de lodo, supondo que os reatores que recebem lodo aeróbio tenham a mesma concentração de lodo anaeróbio no efluente que teve o reator R1 (testemunha). Supondo que os reatores R2, R3 e R4 também apresentaram a mesma quantidade de lodo anaeróbio em seu efluente final, por diferença, calcula-se a fração de SSV vinda do processo aeróbio, e finalmente a eficiência da digestão.

Tabela 5.1 – Detalhamento do fluxo de massa nos reatores UASB, enfatizando entrada, saída e eficiência da digestão, supondo a presença da mesma quantidade de lodo aeróbio no efluente para todos.

	Afluente			Efluente			Eficiência da digestão (%)
	Esgoto bruto (gSSV/d)	Lodo aeróbio (gSSV/d)	Total (gSSV/d)	Massa de SSV (gSSV/d)	Lodo anaeróbio (gSSV/dia)	Lodo aeróbio (gSSV/d)	
R1	120	0	120	40	40	-	-
R2	120	45	165	70	40	30	33
R3	120	90	210	93	40	53	41
R4	120	134	254	112	40	72	46

Apesar da considerável eficiência na redução de SSV, não se pode afirmar que realmente houve digestão do lodo aeróbio, tendo em vista que nenhum acréscimo significativo na alcalinidade do efluente final dos reatores foi notado, uma vez que para cada grama de lodo digerido seria percebido um acréscimo no valor final da alcalinidade de $0,44 \text{ gCaCO}_3$. A dificuldade em estimar precisamente a percentagem de lodo aeróbio presente no efluente final faz com que a princípio, não se tenha uma explicação razoável, ao nível dos trabalhos realizados, que esclareça os processos metabólicos sofridos pelo mesmo dentro do reator UASB.

Mesmo com consideráveis percentagens de remoção de SSV, o efluente dos reatores ainda apresentava uma concentração elevada de sólidos suspensos. A alta concentração de sólidos suspensos no efluente dos reatores pode ter sido por dois principais motivos: (1) o reator não conseguia digerir toda a carga de sólidos aplicada ou (2) havia uma seleção natural de lodos no reator que favorece a retenção de lodo anaeróbio e a expulsão do lodo aeróbio. No primeiro caso deve se supor que o processo de hidrólise seria o processo que limita à digestão, uma vez que a concentração de DQO da fase líquida e dos AGV aumenta de maneira insignificante quando aumenta a carga de lodo aeróbio. No segundo caso deve se supor que haja um mecanismo físico que favorece a expulsão seletiva de lodo aeróbio. Neste caso então, o lodo aeróbio e o lodo anaeróbio mantêm (ao menos parcialmente) a sua identidade e características, embora entrem em contato íntimo. Na realidade há indícios que as duas coisas acontecem: a menor sedimentabilidade do lodo aeróbio que entra no digestor se mantém e facilita a sua expulsão rápida de parte do lodo aeróbio e conseqüentemente a sedimentabilidade do lodo no efluente do UASB (que se supõe agora um lodo predominantemente aeróbio) é muito menor que a do conteúdo do reator UASB (que continua sendo um lodo predominantemente anaeróbio) para todas as cargas de lodo aeróbio aplicadas.

Esta análise é de grande importância prática, porque se chegaria à conclusão que na realidade o reator UASB não é uma unidade tão eficiente quanto os digestores clássicos de lodo para a digestão de lodo. Num digestor clássico de

lodo (que é de mistura completa) se dá ao lodo aeróbio um tempo de permanência igual ao tempo de detenção. O digestor clássico é projetado como um digestor de sólidos. No digestor UASB pelo contrário a idéia é que se digere um afluente essencialmente líquido e que a idade de lodo é muitas vezes maior que o tempo de permanência da fase líquida (um fator 100-250 vezes). Os resultados experimentais indicam que a retenção de lodo no reator UASB continua funcionando bem quando se alimenta lodo aeróbio, mas a retenção do lodo aeróbio mesmo é muito mais sofrível e seu tempo de permanência no digestor é muito menor que a do lodo anaeróbio. Deve-se então esperar que a estabilização de lodo no reator UASB no máximo será parcial, dependendo do tempo disponível para as enzimas das bactérias hidrolíticas solubilizarem a fração biodegradável do lodo aeróbio.

Um grande problema é que não se pode determinar qual é a fração de lodo aeróbio nos sólidos expulsos do reator UASB. Dessa maneira se está sem condições de estimar a idade de lodo aeróbio, ou seja, o tempo de permanência médio que o lodo aeróbio permanece no reator UASB.

d) Manta de lodo

Os dados apresentados na Tabela 4.8 se relatam a massa total de sólidos que cada digestor conseguiu reter durante a pesquisa, a fração de SV sobre os ST e a idade de lodo de cada reator. Os dados mostram os seguintes aspectos:

- (a) Massa de lodo: a massa de lodo tende a diminuir marginalmente com o aumento da massa de lodo aeróbio alimentado: para 60 % de lodo aeróbio adicional a massa de lodo retido diminuiu aproximadamente 10 %.
- (b) Fração volátil no lodo tende a aumentar com aumento da dosagem de lodo aeróbio, o que pode em ser explicado pela fração elevada de material volátil no lodo aeróbio alimentado (75 a 80%);

- (c) A idade de lodo, calculado como a proporção entre a massa de lodo no sistema e a massa de lodo descarregada diariamente no efluente diminuiu precipitadamente e chega a um valor de 17 d (média) para 60 % de adição de lodo aeróbio. Esta idade de lodo é muito curta e em princípio seria de se esperar que a digestão do esgoto ficaria prejudicada (o que não ocorreu). Conclui-se que provavelmente se tem duas idades de lodo, uma do lodo aeróbio que seria mais curta que 17 dias e uma do lodo anaeróbio que seria mais longa que 17 dias.

A perda de consideráveis quantidades de lodo foi descrito por Nascimento *et al.* (2001) como sendo um dos principais problemas no uso dos reatores UASB para estabilizar lodo aeróbio. Um dos fatores que garantiram a retenção do lodo dentro dos reatores foi a boa sedimentabilidade deste. As Figura 4.1, Figura 4.2, Figura 4.3, Figura 4.4 mostram a estratificação do lodo para os reatores R1, R2, R3 e R4, respectivamente. Observa-se nas figuras que até o ponto de amostragem de lodo nº 3 (cerca de 0,50 m acima da base do reator) a concentração do lodo era máxima, ficando em média em torno de 45 gST/L, para todos os reatores, e permanecendo constante deste ponto de até o ponto de amostragem nº12 (cerca de 3 metros de altura), quando a concentração se reduzia para aproximadamente 25 gST/L. Pontes e Chernicharo (2005) constataram, utilizando um reator UASB tratando esgoto e lodo aeróbio de retorno de um filtro biológico percolador, que a 20cm de altura a concentração média do lodo anaeróbio era de 46 gST/L, e a 120 cm de altura, a concentração se reduzia para 21 gSST/L. Nota-se a proximidade dos valores obtidos nas duas pesquisas, indicando que o risco de perda de lodo devido flotação não existe quando se usa o reator UASB para estabilizar lodo aeróbio e tratar esgoto bruto. Ainda para a pesquisa de Pontes e Chernicharo (2005) a fração volátil ficou em 67% dos sólidos totais para o UASB tratando apenas esgoto bruto e 60% para o UASB tratando esgoto bruto e lodo aeróbio.

Para o presente trabalho, observou-se que a fração volátil do lodo anaeróbio ficou dentro do reator em média 56%, 61%, 61% e 62%, para R1, R2,

R3 e R4, respectivamente. Valores próximos aos encontrados neste trabalho também foram obtidos por Gonçalves *et al.* (2001). Esses autores determinaram uma percentagem de 57% de SSV no lodo anaeróbio de um reator UASB tratando esgoto bruto e lodo aeróbio de retorno de biofiltros aerados submersos. Esta análise leva à conclusão que a aplicação de cargas de lodo de até 60% da carga orgânica de esgoto afluente aumenta marginalmente a fração de lodo volátil do lodo contido nos reatores.

e) Idade de lodo

O tempo que o lodo passa dentro do reator UASB, normalmente denominado de idade de lodo, tem uma ligação direta com o grau de estabilidade do lodo: quanto maior a idade de lodo maior é o seu grau de estabilização (van Haandel e Lettinga (1994) e Chernicharo (1997)). Portanto, é muito importante quando se deseja ter um lodo de descarte com grau de estabilização compatível com as normas para uma disposição final segura, operar o reator com idade de lodo elevada (entre 30 e 40 dias). Durante a operação dos reatores, apesar de sempre estarem praticamente com a mesma massa de lodo, como pode-se observar na Tabela 4.8, a idade de lodo observada nos reatores decrescia porque a massa de sólidos expulsa junto ao efluente era crescente de R1 para R4. Foram verificadas durante a pesquisa, idades médias de lodo decrescentes para os reatores R1, R2, R3 e R4 de 48, 30, 21 e 17 dias, respectivamente.

Nota-se que mesmo para uma idade de lodo muito baixa (17 dias para R4), o lodo anaeróbio retirado ao longo da coluna do reator apresentou um razoável grau de estabilização, cerca de 18% em média, o que demonstra a robustez do reator UASB mesmo quando solicitado em condições extremas.

Portanto, fica claro que as cargas de lodo aeróbio afetam significativamente

5.4 Testes físicos e biológicos no lodo dos reatores UASB

Foram realizados no lodo anaeróbio dos reatores UASB os testes de sedimentabilidade, filtrabilidade, atividade metanogênica específica (AME) e estabilidade.

a) Sedimentabilidade

A Tabela 5.2 mostra os valores médios obtidos nos testes de sedimentabilidade para determinação das constantes k e V_0 de Vesilind.

Tabela 5.2 – Valores médios obtidos nos dois testes de sedimentabilidade.

	R1	R2	R3	R4
K (L/g)	0,04	0,04	0,06	0,04
V_0 (m/h)	5,8	6,3	8,4	7,6

Como se pode ver pela Tabela 5.2 os baixos valores da constante K e os altos valores de V_0 demonstram que a sedimentabilidade dos lodos nos reatores UASB tratando esgoto bruto + lodo aeróbio não foi afetada pela dosagem de lodo aeróbio junto com o afluente de esgoto.

Na parte vertical do reator UASB a velocidade ascensional do líquido pode ser estimado dividindo a altura do reator pelo TDH, ou seja, $4 \text{ m} / 6 \text{ h} = 0,67 \text{ m/h}$. Portanto para manter o lodo sedimentado a velocidade de sedimentação deve ser no mínimo $0,67 \text{ m/h}$. Por outro lado espera-se que a velocidade de sedimentação seja em conformidade com a equação de Vesilind, de modo que: $v = 0,67 = v_0 \exp(kX_t)$. Na Tabela 5.2 observa-se que em média $V_0 \approx 6,7 \text{ m/h}$ e $k \approx 0,05 \text{ l/g}$, de modo que $X_t \approx 46 \text{ g/l}$, o que corresponde bem à concentração de lodo na parte inferior dos reatores. (Vide Figura 4.1, Figura 4.2, Figura 4.3 e Figura 4.4).

b) Filtrabilidade

O teste de filtrabilidade tem na prática mais um caráter econômico, pois depois do lodo ser higienizado na estação de tratamento, ele deve ser separado da maior quantidade de água possível, para que os custos do transporte sejam mínimos. Além de outros processos destinados para tais fins, como por exemplo leitos de secagem, a filtração também é utilizada para separar a água da parte sólida do lodo, e quanto melhor de se filtrar o lodo, mais baratos serão os equipamentos para realizar o trabalho e menores as despesas de transportes. A Tabela 5.3 mostra os valores médios obtidos nos dois testes de filtrabilidade realizado com o lodo anaeróbio de dentro dos reatores UASB, enquanto que a Tabela 2.4 mostra a faixa de valores recomendados por Gonçalves *et al*, (2001) para diferentes tipos de lodo.

Tabela 5.3 - Valores médios obtidos nos dois testes de filtrabilidade para a resistência específica do lodo.

R1	R2	R3	R4
$6,7 \cdot 10^{13}$	$7,8 \cdot 10^{13}$	$1,5 \cdot 10^{14}$	$1,5 \cdot 10^{14}$

Os valores que delimitam os intervalos para classificação do lodo de acordo com a sua filtrabilidade são bastante confusos, tendo em vista que em alguns casos existem valores que pertencem a diferentes grupos, ou seja, um mesmo valor pode classificar o lodo em diferentes denominações. Portanto, como o lodo estudado foi um lodo anaeróbio, sem adição de qualquer floculante ou coagulante para facilitar uma separação prévia do mesmo da fase líquida, será limitada aqui apenas a análise de se classificar o mesmo de acordo com os valores apresentados por Gonçalves *et al*, (2001).

Analisando-se a Tabela 5.3, vê-se que apenas os reatores R3 e R4 apresentaram valores de resistência específica fora da faixa que delimita lodo digerido anaerobiamente, que vai de 10^{12} a 10^{13} , apesar de estarem bem próximos ao valor limite para lodo digeridos anaerobiamente.

b) Filtrabilidade

O teste de filtrabilidade tem na prática mais um caráter econômico, pois depois do lodo ser higienizado na estação de tratamento, ele deve ser separado da maior quantidade de água possível, para que os custos do transporte sejam mínimos. Além de outros processos destinados para tais fins, como por exemplo leitos de secagem, a filtração também é utilizada para separar a água da parte sólida do lodo, e quanto melhor de se filtrar o lodo, mais baratos serão os equipamentos para realizar o trabalho e menores as despesas de transportes. A Tabela 5.3 mostra os valores médios obtidos nos dois testes de filtrabilidade realizado com o lodo anaeróbio de dentro dos reatores UASB, enquanto que a Tabela 2.4 mostra a faixa de valores recomendados por Gonçalves *et al*, (2001) para diferentes tipos de lodo.

Tabela 5.3 - Valores médios obtidos nos dois testes de filtrabilidade para a resistência específica do lodo.

R1	R2	R3	R4
$6,7 \cdot 10^{13}$	$7,8 \cdot 10^{13}$	$1,5 \cdot 10^{14}$	$1,5 \cdot 10^{14}$

Os valores que delimitam os intervalos para classificação do lodo de acordo com a sua filtrabilidade são bastante confusos, tendo em vista que em alguns casos existem valores que pertencem a diferentes grupos, ou seja, um mesmo valor pode classificar o lodo em diferentes denominações. Portanto, como o lodo estudado foi um lodo anaeróbio, sem adição de qualquer flocculante ou coagulante para facilitar uma separação prévia do mesmo da fase líquida, será limitada aqui apenas a análise de se classificar o mesmo de acordo com os valores apresentados por Gonçalves *et al*, (2001).

Analisando-se a Tabela 5.3, vê-se que apenas os reatores R3 e R4 apresentaram valores de resistência específica fora da faixa que delimita lodo digerido anaerobiamente, que vai de 10^{12} a 10^{13} , apesar de estarem bem próximos ao valor limite para lodo digeridos anaerobiamente.

Isto mostra que apesar de muito pouca, houve uma tendência do lodo anaeróbio dos reatores que receberam as maiores cargas de lodo aeróbio ter propriedades de filtração parecidas com a do lodo ativado.

c) Atividade metanogênica específica - AME

De posse dos dados da Tabela 4.10, pode-se notar que as cargas adicionais de lodo aeróbio contribuíram para elevar os valores da AME, mas sem nenhuma correlação definida. O reator R1 foi o que apresentou uma menor AME, em torno de 0,08 gDQO/gSV/dia, em média, enquanto que o reator que recebeu 20% da carga orgânica na forma de lodo, o reator R2, apresentou a maior AME, em média, 0,18 gDQO/gSV/dia. Já os reatores R3 e R4 tiveram praticamente a mesma AME, em média, 0,13 e 0,14 gDQO/gSV/dia, respectivamente.

O reator R3 e R4 foram os que apresentaram as maiores distorções entre os dois teste realizados, chegando a 50 e 100% de diferença entre os valores, respectivamente, enquanto que os reatores R1 e R2 apresentaram o mesmo valor nos dois teste.

Isto mostra que houve uma adaptação por parte dos reatores à carga orgânica adicional, fazendo com que o lodo desenvolvesse uma atividade metabólica superior ao lodo de reatores alimentados somente com esgoto bruto. Este fato pode ser comprovado ao se analisar a eficiência total dos reatores, onde recebendo uma carga orgânica de 60% a mais que R1, o reator R4 ainda assim apresentou uma eficiência de 56% na remoção de DQO quando analisado o efluente bruto contra 63% de R1, e 84% na remoção de DQO do efluente decantado, contra apenas 79% de R1. Isto evidencia que a atividade metabólica de R4 é superior aos demais reatores, principalmente atribuído ao aumento da carga orgânica que desenvolveu um lodo com uma AME superior aos demais.

d) Estabilidade

Tal como o teste de AME, o teste de estabilidade não é um teste padronizado. A EPA (1992) recomenda como medição do grau de estabilidade de lodo um teste de laboratório que dura cerca de 30 a 40 dias a uma temperatura de 30°C (descrito em detalhes no Capítulo 3), onde a respiração exógena das metanogênicas é medida através da produção de metano. Ao final do período de incubação, presume-se que todo substrato extracelular tenha sido utilizado e o lodo está estabilizado. Quanto maior a produção de metano menor é o grau de estabilidade do lodo. A estabilidade do lodo também pode ser medida pela fração de sólidos voláteis ainda presentes no lodo antes e após incubação: idealmente as duas medidas devem dar o mesmo resultado.

Nesta pesquisa, como descrito no Capítulo 3, a estabilidade do lodo foi medida considerando-se à produção de metano no final do período de incubação, tendo em vista que foi realizado em duplicata e os valores medidos sempre estavam muito próximo um do outro.

Pressupõe-se que o alto grau de estabilidade verificado no lodo inoculado inicialmente nos reatores UASB, cerca de 7%, deveu-se principalmente ao fato de que o reator UASB do qual foi retirado o lodo estava há vários anos em operação sem nunca ter sofrido descargas propositais de lodo, o que resultou numa idade de lodo elevada (o reator não estava sendo monitorado)

A Tabela 4.9 mostra os valores obtidos do grau de estabilização e o tempo de operação de cada reator quando o teste foi realizado. Observa-se que no primeiro teste realizado com o lodo interno dos reatores, apenas os reatores R1 e R2 apresentaram redução de SV menor que 17% para a redução de sólidos voláteis durante o teste, enquanto que os reatores R3 e R4 não atingiram o valor máximo de redução de SV sugeridos pela EPA (1992). Já no segundo teste, todos os reatores, sem exceção, atingiram os valores recomendados pela EPA (1992) para se considerar que o lodo está estável. Isto mostra que ao longo do experimento houve uma adaptação do lodo anaeróbio as cargas de lodo aeróbio,

fazendo com que aumentasse a eficiência do sistema em relação à estabilização do lodo.

Com isso, mesmo os reatores R3 e R4 que apresentaram valores médios de estabilidade para o lodo interno dos reatores de 17 e 18%, respectivamente, sobressaíram-se muito bem, tendo em vista as condições extremas de operação.

Para o lodo expulso junto com o efluente foi realizado apenas um teste de estabilidade, quando os reatores já estavam no quinto mês de operação. O teste indicou, para todos os reatores, que o lodo expulso é menos estável que o lodo contido no reator. O reator R1 apresentou a menor redução de SV (17%), enquanto todos os outros ficaram com uma maior percentagem de redução (em torno de 26%). O baixo grau de estabilidade encontrado neste lodo pode ser atribuído ao fato do lodo expulso ter uma idade de lodo bem inferior a do lodo contido nos reatores, uma vez que a baixa sedimentabilidade do lodo aeróbio faz com que o lodo que não foi digerido seja expulso rapidamente do reator junto ao efluente.

Utilizando como base os valores recomendados pela EPA (1992) para uma disposição segura em relação ao grau de estabilidade do lodo, pode-se concluir que cargas adicionais de até 60% da carga orgânica afluente na forma de lodo aeróbio não afeta significativamente a estabilidade do lodo interno dos reatores UASB.

6 Conclusões

Nas condições em que o trabalho experimental foi realizado, concluem-se que:

- A aplicação de cargas de lodo aeróbio de até 60% da carga orgânica afluyente mostrou-se factível do ponto de vista técnico;
- A estabilidade operacional, notadamente a manutenção do pH, não foi afetada pelas cargas adicionais de lodo aeróbio, mantendo-se para os 4 reatores o pH na faixa de 7,4 a 7,5;
- A eficiência de remoção de matéria orgânica não foi afetada pela adição de lodo aeróbio: a eficiência média de remoção da DQO decantada ficou em torno de 75% para os 4 reatores;
- A quantidade de lodo expulsa junto ao efluente aumentou com o aumento das cargas de lodo aeróbio, o que leva a um aumento da DQO bruta do efluente;
- A distribuição da concentração de lodo ao longo da coluna do reator UASB independeu da carga de lodo aplicada e a fração volátil do lodo variou marginalmente;
- Todos os reatores apresentaram praticamente a mesma massa de ST e SV, sendo em média 1,7 kg SV e 3,0 kg ST, respectivamente;
- A idade de lodo diminuiu de R1 para R4, ficando em média 48, 30, 21 e 17 dias para R1, R2, R3 e R4, respectivamente.

- A sedimentabilidade não foi prejudicada pela adição de cargas de lodo, testes de sedimentabilidade mostraram valores de v_0 variando de 6 a 8,5m/h e de K variando de 0,04 a 0,06L/g, denotando uma sedimentabilidade boa;
- A filtrabilidade foi pouco afetada pela adição de cargas de lodo aeróbio, tendo os valores mais altos da resistência a filtrabilidade para R3 e R4;
- O metabolismo bacteriano, expresso como AME aumento com o aumento da carga de lodo aeróbio, variando de 0,08 para R1 a 0,19gDQO/gSV.dia para R4;
- O lodo anaeróbio de dentro do reator UASB, quando submetido ao teste de estabilidade recomendado pela EPA (1992), apresentou uma redução média menor que 17% (limite máximo recomendado pela EPA 1992);
- O lodo anaeróbio expulso junto ao efluente apresentou uma redução de SV maior que 17%, necessitando de tratamento complementar.

7 Referências bibliográficas

ANDRADE NETO, C. O., CAMPOS, J. R. **Introdução**. In: José Roberto Campos (Coordenador), Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, pp. 1 – 28. Projeto PROSAB/FINEP. Rio de Janeiro, 1999.

APHA; AWWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 15 ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995, 1134p.

CASSINI, T. S., VAZOLLER, R. F., PINTO, M. T. **Introdução**. In: Sérgio Túlio Cassini (Coordenador), Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás, pp. 1 – 9. Projeto PROSAB/FINEP. Rio de Janeiro, 1999.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions**. Tese de doutorado. Wageningen University, Holanda, 2003.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. **Comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e Dilallo para a determinação da alcalinidade e AGV**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 5, n. 2, p. 47-52, abr./jun. 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Reatores anaeróbios, volume 5, 1º ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 246p.

LUDUVICE, M. **Processos de estabilização de lodos.** In: Cleverson Vitório Andreoli, Marcos von Sperling e Fernando Fernandes (Coordenadores), Lodo de esgotos: tratamento e disposição final, pp. 123 – 157. SEGRAC. Belo Horizonte, 2001.

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

NASCIMENTO, R. S., PEREIRA, M. L. F., CAVALCANTI, P. F. F., VAN HAANDEL, A. **Estabilização anaeróbia de lodo em reatores tipo UASB.** . In: 21° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL. João Pessoa, ABES, 2001.

OLIVA, L. C. H. V., FORESTI, E., VALLEJOS, M. E. H., REBELLO, M. R. P. **Tratamento de esgotos sanitários através de reator de manta de lodo (uasb) protótipo: caracterização do esgoto e acompanhamento de desempenho.** In: 19° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL. Foz do Iguaçu, ABES, 1997.

PAULA JÚNIOR, D. R., MORAES, L. M., CHERNICHARO, C. A. L., PONTES, P. P., CASSINI, S. T., GONÇALVES, R. F., BELLI FILHO, P., SOARES, H. M. **Estabilização anaeróbia de lodos.** In: Sérgio Túlio Cassini (Coordenador), Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás, pp. 53 – 93. Projeto PROSAB/FINEP. Rio de Janeiro, 1999.

PIMENTA, M., KATO, M. T., GAVAZZA, S., FLORÊNCIO, L. **Desempenho de reatores piloto tipo UASB e híbrido para o tratamento de esgoto doméstico.** In: 23° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL. Campo Grande, ABES, 2005.

PONTES, P. P., CHERNICHARO, C. A. L. **Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa em um reator UASB em escala de demonstração utilizado para tratamento de esgoto sanitário.** In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL. Campo Grande, ABES, 2005.

RUIZ, I., ALVAREZ, J. A., ZAPICO, C. M., GÓMEZ, M., PRESAS, J., SOTO, M. **Tratamiento anaeróbico de águas residuales urbanas a temperatura ambiente em digestores UASB de laboratório y planta piloto.** VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia, 2000, Recife – Pernambuco – Brasil. Pg 29 a 32.

SILVA, A. L. B., ANDRADE, M. C. F. E., LOUZADA, A. G., CASSINI, S. T., GONÇALVES, R. F. **Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos.** In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL. Campo Grande, ABES, 2005.

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

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado.** Epgraf. Campina Grande, 1999.

VIGUERAS, E. S., MONROY, O. A., CHAMY, R., POIRRIER, P. **Digestión Anaerobia de Lodos Residuales Secundarios.** VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia, 2000, Recife – Pernambuco – Brasil. Pg 113 a 116.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos, volume 2, 2º ed. Belo

Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b. 211p.

VON SPERLING, M., GONÇALVES, R. F. **Lodo de esgotos: características e produção.** In: Cleveron Vítório Andreoli, Marcos von Sperling e Fernando Fernandes (Coordenadores), Lodo de esgotos: tratamento e disposição final, pp. 17 – 67. SEGRAC. Belo Horizonte, 2001.

WHITE, M.J.D. (1985). **Settling of Activated-Sludge. Technical, Report TR11,** WRC Stevanhage, UK.