

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
TRABALHO DE DIPLOMAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA NA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE  
EFLUENTES EM REATORES UASB

Orientadora: Mariliz Gutterres Soares

Matheus Portella dos Santos

Porto Alegre, 15 de Dezembro de 2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
TRABALHO DE DIPLOMAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA NA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE  
EFLUENTES EM REATORES UASB

Orientadora: Mariliz Gutterres Soares

Matheus Portella dos Santos

Porto Alegre, 15 de Dezembro de 2010

## LISTA DE FIGURAS

2.1. Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia...	4
2.2. Diagrama esquemático de um reator UASB.....	6
2.3. Variação da massa específica da água com a temperatura.....	12
2.4. Variação da viscosidade cinemática da água com a temperatura.....	12
3.1. Configuração dos reatores UASB usados no experimento.....	17
4.1. Valores de pH no efluente nos reatores UASB para testes em várias temperaturas.	19
4.2. Concentrações de DQO total no efluente nos reatores UASB para testes em várias temperaturas.....	20
4.3. Remoção de DQO total (%) do efluente nos reatores UASB em várias temperaturas.....	21
4.4. Concentração no efluente de sólidos suspensos totais.....	22
4.5. Concentração no efluente de sólidos suspensos voláteis.....	23

## **LISTA DE TABELAS**

2.1. Composição físico-química de um esgoto doméstico típico.....	8
3.1. Concentração das substâncias presentes no esgoto sintético.....	18
3.2. Parâmetros e métodos utilizados no monitoramento dos reatores UASB.....	18

## RESUMO

Este trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB) operando sob condições de temperaturas típicas de regiões de clima temperado.

Para isso, foi utilizada uma unidade piloto constituída por três reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB), cada um com um volume de 19,2 L. Uma quantidade equivalente de lodo foi disposta nos três reatores, sendo a origem da biomassa o lodo de um reator UASB tratando efluente de uma indústria de gelatina.

Os reatores trataram um esgoto sintético constituído por glicose, acetato, micro e macronutrientes, com concentração de DQO compatível com a de esgotos domésticos. Os reatores operaram de forma contínua e com temperaturas de 15, 20, 25, 30 e 35°C

Durante os experimentos observou-se um pequeno decréscimo da remoção de DQO total com a redução da temperatura (95,7, 91,0, 94,2, 90,6 e 87,2% de remoção para 35, 30, 25, 20 e 15°C, respectivamente).

Devido a interrupções no sistema de energia elétrica, os reatores sofreram choques não intencionais de temperatura, de 5 e 10°C. Os reatores que apresentaram choques de 5°C conseguiram se recuperar tão logo houve o restabelecimento das condições iniciais, voltando a apresentar os mesmos graus de remoção de matéria orgânica medidos antes dos choques. Porém, o reator que sofreu um choque da ordem de 10°C não se recuperou em relação às condições iniciais. Os índices de remoção de matéria orgânica foram reduzidos.

Os resultados dos experimentos de laboratório conduzidos nesta pesquisa indicaram que houve influência da temperatura na remoção de matéria orgânica de reatores UASB. Contudo, esta influência não causou perda significativa na qualidade do efluente, o que sugere que reatores UASB, operados de maneira cuidadosa, podem ser utilizados como parte de processos de tratamento de esgotos em cidades de clima temperado.

## SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Revisão Bibliográfica.....	2
2.1. Descrição do processo anaeróbio.....	2
2.1.1. Hidrólise.....	2
2.1.2. Acidogênese.....	3
2.1.3. Acetogênese.....	3
2.1.4.....	
Metanogênese.....	3
2.2. O reator UASB.....	4
2.2.1. Breve história.....	4
2.2.2. Aspectos do funcionamento.....	5
2.3. Características do esgoto doméstico.....	8
2.4. Fatores ambientais que influenciam a digestão anaeróbia.....	9
2.4.1. Temperatura.....	9
2.4.2. pH.....	12
2.4.3. Nutrientes.....	13
2.4.4. Substâncias tóxicas.....	14
3. Metodologia.....	16
3.1. Protótipos de reatores utilizados.....	16
3.2. Inóculo.....	16
3.3. Caracterização do afluente.....	16
3.4. Monitoramento do processo .....	17
4. Resultados.....	19
4.1. pH.....	19
4.2. Choque de temperatura.....	19
4.3. DQO.....	20
4.4. Influência da temperatura na concentração de sólidos suspensos no efluente.....	22
5. Conclusões.....	24
6. Referências Bibliográficas.....	25

## 1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os problemas ambientais têm se tornado cada vez mais críticos e freqüentes. No caso de efluentes líquidos, ao serem despejados com os seus poluentes característicos sem tratamento, eles podem causar a alteração nas propriedades dos corpos receptores de água e conseqüentemente a sua poluição (degradação).

Recentemente vem sendo feito um esforço para dotar as cidades brasileiras de estações de tratamento de esgotos visando diminuir a poluição dos corpos d'água. Para isto, os reatores anaeróbios de manta de lodo (*Upflow anaerobic sludge blanket* – UASB) vem sendo projetados e construídos em vários estados brasileiros, incluindo o Rio Grande do Sul. Neste estado, reatores UASB já foram construídos em cidades de grande porte como Caxias do Sul e Pelotas. Porto Alegre também planeja a construção de reatores UASB. Uma das razões da escolha da tecnologia anaeróbia através de reatores UASB é sua economia em relação aos processos aeróbios.

Um importante fator na digestão anaeróbia é a temperatura, pois influencia marcadamente o metabolismo de microorganismos. O crescimento ótimo dos microorganismos anaeróbios mesofílicos ocorre na faixa de 30 e 35 °C (Chernicharo *et al.*, 1999). No caso do Rio Grande do Sul e outras regiões de clima temperado, as temperaturas de inverno atingem, com freqüência, valores menores que 10°C. Estas temperaturas baixas características do Rio Grande do Sul e dos outros estados do sul do Brasil podem ter conseqüências sobre a eficiência dos reatores UASB na remoção da matéria orgânica dos esgotos.

Assim, este trabalho se propôs a avaliar a operação de reatores UASB a temperaturas entre 15 e 35°C de modo a observar os seus efeitos. Foram construídos três reatores iguais sendo operados de forma contínua e alimentados com o mesmo efluente sintético. A única variável no processo foi a temperatura.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Neste capítulo serão apresentados os fundamentos teóricos utilizados neste trabalho. Sendo eles: descrição do processo anaeróbio, reator UASB, características do esgoto doméstico e fatores ambientais que influenciam a digestão anaeróbia.

### **2.1 Descrição do Processo Anaeróbio**

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um processo que ocorre em um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

O processo de conversão da matéria orgânica realizado em plantas de tratamento de esgotos pode ser subdividido em quatro fases: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese.

#### **2.1.1 Hidrólise**

Uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores) os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos é conseguida através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Na anaerobiose, a hidrólise dos polímeros usualmente ocorre de forma lenta, sendo vários os fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado (Lettinga *et al.*, 1996): temperatura operacional do reator; tempo de residência do substrato no reator; composição do substrato (ex.: teores de lignina, carboidrato, proteínas e gordura); tamanho das partículas; pH do meio e concentração de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ; concentração de produtos da hidrólise (ex.: ácidos graxos voláteis).

#### **2.1.2 Acidogênese**

Os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo transformados em diversos compostos mais simples, os quais são então excretados pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Como os ácidos graxos



voláteis são o principal produto dos organismos fermentativos, estes são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas. A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, a exemplo das espécies *Clostridium* e *Bacteroids*. As primeiras constituem uma espécie anaeróbia que forma esporos, podendo dessa forma, sobreviver em ambientes totalmente adversos. As *Bacteroids* encontram-se comumente presentes nos tratos digestivos, participando da degradação de açúcares e aminoácidos. A maioria das bactérias acidogênicas são anaeróbias estritas, mas cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. Isso é particularmente importante, uma vez que as bactérias estritas são protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio (Van Haandel & Lettinga *et al.*, 1996).

### **2.1.3 Acetogênese**

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Dessa forma, as bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário que produz substrato para as metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato. Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada, fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas.

### **2.1.4 Metanogênese**

A etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas bactérias metanogênicas. As metanogênicas utilizam somente um limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais, um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol, e o segundo que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, como mostra a figura 2.1.

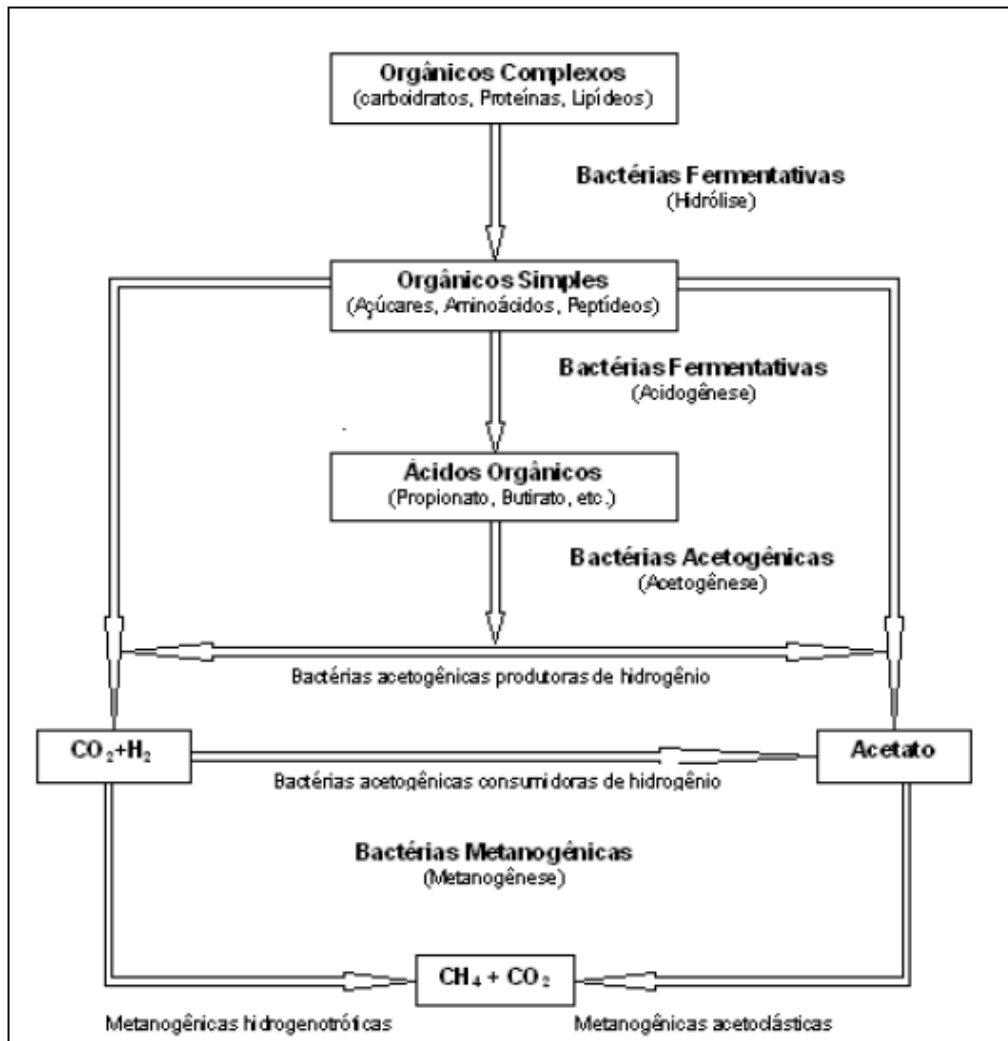


Figura 2.1: Seqüências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (Fonte: Chernicharo, 2007).

## 2.2 O reator UASB

### 2.2.1 Breve história

Um dos mais notáveis desenvolvimentos nas tecnologias de processos de tratamento anaeróbio foi o reator UASB, concebido na década de setenta, na Holanda, por Lettinga e seus colaboradores (Lettinga *et al.*, 1980; Metcalf e Eddy, 2003). Os reatores anaeróbios de alta taxa têm sido reconhecidos como um método destacado para a proteção ambiental e como fonte de preservação do nosso ecossistema, e representam, combinados com outros métodos, um sistema de tratamento sustentável e apropriado para países em desenvolvimento (van Buuren, 1996; Lettinga *et al.*, 1993).

O reator UASB foi introduzido para aperfeiçoar o tratamento anaeróbio de águas residuais da agroindústria, onde foi provada a sua confiabilidade (Pette e Versprille 1981).

Atualmente, o reator UASB é amplamente usado para o tratamento de vários tipos de esgotos tais como efluentes provenientes de indústrias químicas, petroquímicas, farmacêuticas, alimentícias, matadouros, de produção de bebidas e alimentos, de açúcar, de polpa e papel e destilarias (Hulshoff Pol e Lettinga, 1986; Kato *et al.*, 1994a; Hulshoff Pol *et al.*, 1997). Os bons resultados obtidos para os esgotos agroindustriais, os baixos custos de investimento, operação e manutenção, a pouca produção de lodos e os baixos requerimentos de nutrientes e espaço, além da produção de energia, motivaram aos engenheiros sanitaristas a aplicar os reatores UASB para o tratamento de esgotos domésticos com resultados alentadores (Kalogo e Verstraete, 1999).

### **2.2.2 Aspectos do funcionamento**

O reator UASB consiste principalmente em três seções: o leito de lodo, a manta de lodo e o separador trifásico. A zona do leito de lodo está localizada na parte mais baixa do reator e consiste em um leito microbiano no qual ocorrem os processos de conversão da matéria orgânica afluyente. CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> são normalmente os gases dominantes no biogás produzido. Depois, o biogás passa através da manta de lodos, menos densa do que o leito de lodo, porém altamente ativa. Esta manta está localizada na parte média do reator, se desenvolve depois de certo período e é retida por sua própria massa e levantada pelas bolhas de biogás. O biogás produzido e o lodo flutuante são separados do efluente líquido por um separador trifásico instalado no topo do reator. Um esquema do reator UASB é mostrado na figura 2.2. Elementos críticos no projeto do reator UASB incluem o sistema de distribuição do afluyente, o separador gás-sólido e o projeto do sistema de coleta do efluente (Metcalf e Eddy, 2003).

O sucesso do conceito do UASB está baseado no estabelecimento de uma manta densa de lodo no fundo do reator, no qual todos os processos biológicos têm lugar. Esta manta de lodos está basicamente formada pela acumulação dos sólidos suspensos afluentes e o crescimento bacteriano. Em sistemas anaeróbios de fluxo ascendente, sob certas condições, é possível também observar que as bactérias podem agregar-se naturalmente em flocos e grânulos (Hulshoff Pol, 1989). Estes agregados densos têm boas propriedades de sedimentação e não são susceptíveis à lavagem do sistema em condições de operação normais. A retenção do lodo ativo, granular ou floculento, dentro do reator UASB permite o bom desempenho do tratamento com taxas orgânicas altas; conseqüentemente menores volume de reator e de espaço são requeridos, enquanto uma grande parte de energia é produzida como biogás. A turbulência natural causada pelo

fluxo do afluente e a produção de biogás provê um bom contacto entre o esgoto e a biomassa dentro do reator.

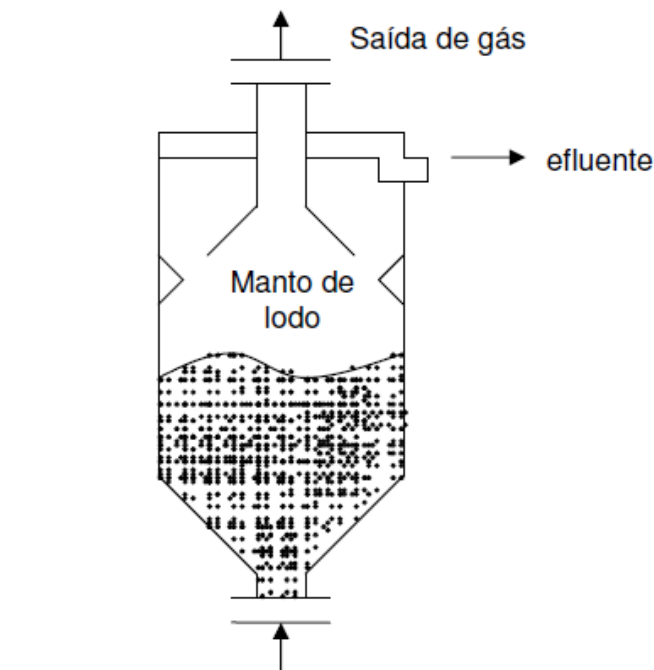


Figura 2.2: Diagrama esquemático de um reator UASB (Fonte: Aiyuk S, *et al.*, 2006)

Os problemas relacionados com o tratamento de esgotos domésticos em reatores UASB são: a pobre formação de lodo granular, a acumulação e a lenta hidrólise dos sólidos suspensos, a diminuição na atividade metanogênica e a baixa produção de biogás (Kalogo e Verstraete, 1999). A grande sensibilidade bacteriana a algumas condições ambientais, principalmente pH, temperatura e compostos tóxicos, início prolongado e produção de odores, são, comumente, as principais desvantagens do tratamento anaeróbio.

O controle do pH pode ser necessário para alguns efluentes industriais, mas para outros tipos de esgotos, incluindo esgotos domésticos, a composição usualmente é tal que o pH pode ser mantido em uma faixa ótima sem a necessidade de adição de reagentes químicos.

As bactérias anaeróbias podem adaptar-se rapidamente às baixas temperaturas, e altas taxas no tratamento têm sido atingidas sob condições psicofílicas (Kato *et al.*, 1994a).

As bactérias anaeróbias podem tolerar uma ampla variedade de compostos tóxicos. De fato, as bactérias heterotróficas e metanogênicas apresentam sensibilidades similares a tóxicos, com exceção de hidrocarbonetos alifáticos clorados e álcoois

clorados. O lodo anaeróbio é capaz de degradar pentaclorofenol (PCP), um dos biocidas usados nos Estados Unidos para preservar produtos derivados da madeira. Reatores UASB também têm sido aplicados para destoxificar e, sob certas circunstâncias, degradar compostos aromáticos nitrogenados (Donlon *et al.*, 1996). A degradação de aromáticos N-substituídos, alcalifenois, e corantes *azo* sob condições anaeróbias também tem sido demonstrada (Donlon *et al.*, 1996)

A partida dos reatores anaeróbios pode ser satisfatoriamente atingida em um tempo relativamente curto se um inóculo adequado estiver disponível, e a disponibilidade do inóculo será progressivamente maior, na medida em que as ETEs construídas possuírem um lodo anaeróbio granular ativo e este esteja disponível para novas ETEs. Entretanto, a inoculação com biomassa ativa não é um pré-requisito para o início de reatores anaeróbios para tratamento de esgoto doméstico. A baixas temperaturas, o início pode ser mais demorado, mas pode ser acelerado inoculando o reator com lodo digerido. Finalmente, uma construção adequada do reator e uma operação apropriada podem eliminar o problema de odores nos reatores anaeróbios. Como resultado, melhorias substanciais têm sido feitas para remediar os problemas acima citados, embora alguns deles ainda persistam. No entanto, todas as principais vantagens do tratamento anaeróbio sobre o aeróbio ainda são aplicáveis (Seghezzeo *et al.*, 1998).

Muitas vezes questiona-se por que o tratamento aeróbio não é substituído mais rapidamente pelos tratamentos anaeróbios os quais são economicamente mais atrativos e conceitualmente mais holísticos. Algumas características do esgoto, tais como a baixa demanda química de oxigênio (DQO), a alta fração de DQO presente como sólidos suspensos (SS), a relativamente baixa temperatura e as flutuações de carga, são particularmente relevantes no tratamento anaeróbio e podem causar impactos negativos no desempenho do mesmo ou nos custos, exagerando a dificuldade do tratamento pelo processo anaeróbio. Uma seleção cuidadosa da tecnologia, um projeto apropriado e uma operação adequada do reator podem resolver a maioria destas dificuldades.

### **2.3 Características do esgoto doméstico**

Os esgotos domésticos têm em sua composição cerca de 0,1% de material sólido, compondo-se o restante essencialmente de água. Essa parcela, numericamente tão pequena, é, no entanto, causadora dos mais desagradáveis transtornos, pois a mesma possui em seu meio microrganismos, na maioria unicelulares, consumidores de matéria

orgânica e de oxigênio e, muito provavelmente, a ocorrência de microrganismos patogênicos a vida macro animal em geral.

A composição físico-química típica de esgoto bruto doméstico está explicitada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1: Composição físico-química de um esgoto doméstico típico.

Constituinte	Concentração (mg/L)		
	Forte	Média	Fraca
Sólidos totais	1200	700	350
Sólidos dissolvidos totais	850	500	250
Sólidos dissolvidos fixos	525	300	145
Sólidos dissolvidos Voláteis	325	200	105
Sólidos em suspensão	350	200	100
Sólidos em suspensão não voláteis	75	50	30
Sólidos em suspensão voláteis	275	150	70
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	20	10	5
DBO, 5 dias, 20°C	300	200	100
Carbono Orgânico Total	300	200	100
DQO	1000	500	250
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	15	8
Nitrogênio amoniacal livre	50	25	12
Fósforo total	20	10	6
Fósforo orgânico	5	3	2
Fósforo inorgânico	15	7	4
Cloretos	100	50	30
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>	200	100	50
Graxa, Gordura	150	100	50

(Fonte: MetCalf e Eddy)

#### 2.4 Fatores ambientais que influenciam a digestão anaeróbia

A temperatura é um dos fatores mais importantes na digestão anaeróbia do esgoto. Outros fatores importantes são o pH, a presença de nutrientes e a ausência de substâncias tóxicas. No caso do esgoto doméstico, um valor adequado e estável de pH é

obtido devido à predominância do sistema carbônico em sistemas anaeróbios, que dispensa a necessidade de adição de substâncias alcalinas para corrigir o pH. Tanto os macronutrientes como os micronutrientes estão abundantemente presentes no esgoto. Os compostos que podem exercer uma influência tóxica sobre as bactérias metanogênicas geralmente não se encontram no esgoto. A presença de oxigênio dissolvido somente pode constituir um problema se o projeto do digestor for inadequado, permitindo a intensa aeração do esgoto antes de entrar no sistema de tratamento (Rittmann e McCarty, 2001).

#### **2.4.1 Temperatura**

Dentre os fatores ambientais a temperatura é um dos mais importantes, uma vez que afeta os processos biológicos de diferentes maneiras. Dentre os principais efeitos da temperatura incluem-se as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente de lipídios (Rittmann e McCarty, 2001).

Como outros processos biológicos, a digestão anaeróbia depende fortemente da temperatura. Quanto à taxa de digestão anaeróbia, há um máximo relativo a 35°C e um máximo absoluto a 55°C aproximadamente. Por esta razão, distingue-se uma região mesofílica abaixo dos 45°C e uma região termofílica acima desta temperatura. Para o tratamento de esgoto, somente a digestão mesofílica tem importância. Na faixa de 30°C a 40°C obtém-se a taxa máxima de digestão anaeróbia. Para temperaturas abaixo de 30°C a taxa máxima de digestão anaeróbia decresce a uma taxa de 11% por cada °C, de modo que se pode expressar a taxa relativa de digestão com auxílio da equação de Arrhenius (van Haandel e Lettinga, 1994):

$$K = K_0 \cdot e^{(-E/RT)}$$

onde:

K = Taxa de reação

K<sub>0</sub> = Fator de frequência

E = Energia de ativação (cal.mol<sup>-1</sup>)

T = Temperatura em Kelvin

R = Constante geral dos gases (1,98 cal.mol<sup>-1</sup>.k<sup>-1</sup>)

A influência da temperatura não se limita à taxa de digestão. Ela também afeta a fração dos sólidos orgânicos que pode ser metabolizada no processo de digestão anaeróbia, sendo que a fração de material orgânico digerida diminui marcadamente com a diminuição da temperatura. A redução da fração de material orgânico provavelmente pode ser atribuída a uma baixa taxa de hidrólise, fazendo com que uma grande parte das macromoléculas e partículas sólidas permaneça intacta. Em termos práticos, isto não significa que o material orgânico não possa ser removido do esgoto a temperaturas baixas: é possível que o material orgânico particulado seja incorporado no lodo do tratamento através da adsorção, floculação ou decantação ou outro processo não biológico. Quando o material orgânico passa a fazer parte do lodo, ele é removido da fase líquida e pode ser descarregado como excesso de lodo. Este pode ser tratado em um reator separado, eventualmente a uma temperatura mais elevada. As observações acima mostram que a digestão anaeróbia é possível a temperatura baixa (10°C), mas a eficiência e a taxa de digestão diminuem muito com a diminuição da temperatura (van Haandel e Lettinga, 1994).

Os microorganismos são classificados em “faixas de temperatura” baseados no ótimo de temperatura e a faixa de temperatura na qual as espécies são capazes de crescer e fazer seu metabolismo. Os três grupos de classificação são: psicrófilos, mesófilos e termófilos. A taxa de crescimento dos organismos termófilos e mesófilos tem sido bem estabelecida. Entretanto, até hoje, somente foram isoladas uma bactéria psicrófila metanogênica de um ambiente permanentemente gelado, duas bactérias psicrófilas metanogênicas marinhas e umas poucas bactérias acetogênicas psicrófilas. A temperatura também afeta consideravelmente a taxa de crescimento. No tratamento anaeróbio, a lenta velocidade de crescimento dos microorganismos, que resulta tão crítica no processo, faz com que a temperatura adquira muita importância no projeto do reator. Em geral, as taxas de crescimento se duplicam por cada aumento de 10°C da temperatura, dentro do intervalo usual de funcionamento mesófilico de 10°C a 35°C (Rittmann e McCarty, 2001).

As taxas de crescimento não mudam geralmente, entre 35°C e 40°C, porém a desnaturização de proteínas a temperaturas mais altas reduz a taxa de crescimento de organismos mesófilos. Entretanto, diversas misturas de culturas que têm se adaptado a temperaturas de termófilos têm ótimos de temperaturas entre 55 e 65°C. Os termófilos não atuam tão bem a temperaturas intermediárias de 40 a 45°C como os mesófilos. Por isto, há necessidade de decisão quanto ao intervalo de temperatura em



que o reator será operado. Com esgotos diluídos a temperatura ambiente, o metano produzido pode ser insuficiente para elevar a temperatura do reator até a faixa desejável, pelo que o funcionamento à temperatura ambiente pode ser a opção econômica. Com esgotos mais concentrados que produzem maior volume de metano por unidade de volume do reator ou com esgotos a altas temperaturas é possível trabalhar na temperatura ótima dos mesófilos ou a temperaturas dos termófilos, uma vez que o biogás produzido será suficiente para aquecer o reator (Rittmann e McCarty, 2001).

Com os organismos termófilos, as taxas são correntemente de 50% a 100% mais altas que à temperatura ótima dos mesófilos. Por isso, a vantagem da maior temperatura é que as reações são mais rápidas e se requerem menores volumes nos tanques. Os inconvenientes da digestão a alta temperatura são um maior custo de energia para manter a maior temperatura e o risco de perda rápida na capacidade de tratamento devido a uma falha no sistema de aquecimento do reator (Metcalf e Eddy, 2003). As propriedades físicas e químicas da água também são afetadas pelas mudanças da temperatura, o que pode influir no projeto e operação do sistema de tratamento. Por exemplo, a solubilidade dos componentes gasosos aumenta quando a temperatura decresce abaixo de 20 °C. Isto implica que as concentrações em solução de metano, sulfeto de hidrogênio e hidrogênio serão maiores no efluente dos reatores operados a baixas temperaturas do que aqueles que são operados a altas temperaturas. O grande incremento na solubilidade do CO<sub>2</sub> indica que um pH levemente baixo prevalece em um reator operado em condições psicrófilas. Em baixas temperaturas, a viscosidade dos líquidos também aumenta. Conseqüentemente, mais energia é requerida para a mistura e as camadas de lodo são mais difíceis de misturar, particularmente para taxas baixas de produção de biogás. Em reatores psicrófilos, as partículas sedimentam mais lentamente devido ao decréscimo da separação líquido-sólido a baixas temperaturas. Além disso, uma maior viscosidade do líquido afetará a difusão dos compostos solúveis (van Haandel e Lettinga, 1994).

Gehling (1994) demonstrou que a temperatura afeta a sedimentação de sólidos suspensos devido às alterações que ocorrem na viscosidade e massa específica da água (Figuras 2.3 e 2.4). A diminuição de temperatura faz com que a sedimentação das partículas se torne mais lenta, necessitando-se assim de maiores tempos para etapa de sedimentação.

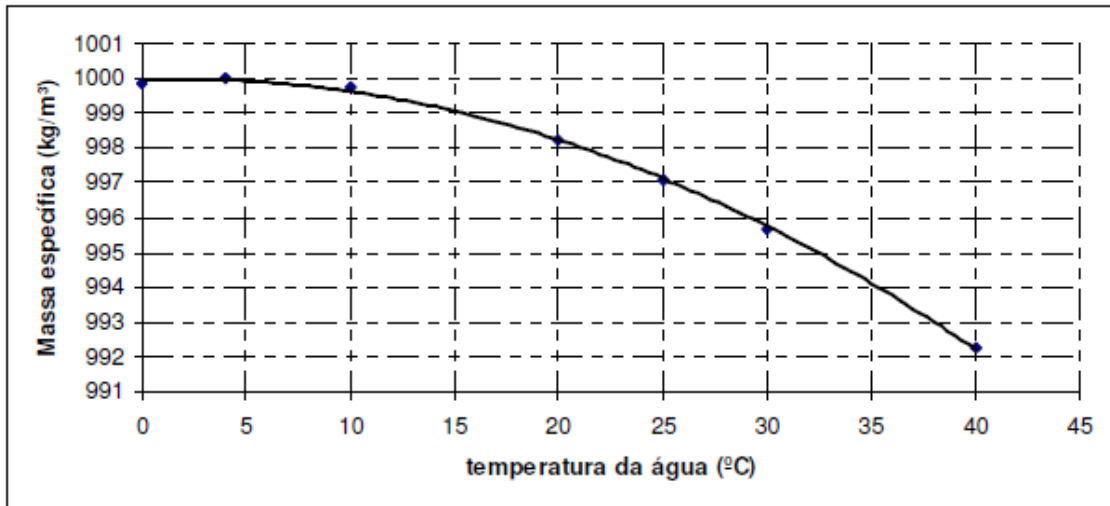


Figura 2.3: Variação da massa específica da água com a temperatura (Fonte: Gehling, 1994)

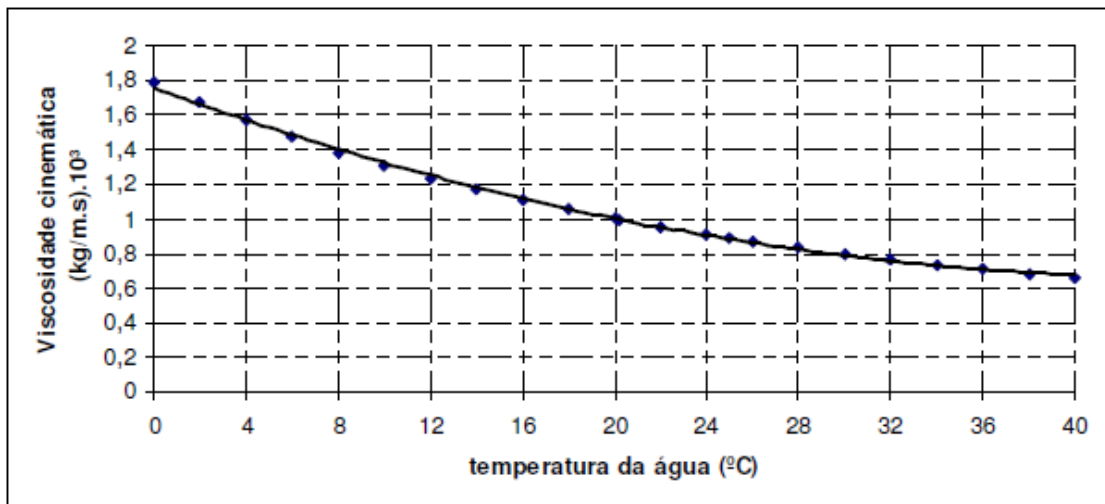


Figura 2.4: Variação na viscosidade cinemática da água com a temperatura (Fonte: Gehling, 1994).

### 2.4.2 pH

O valor e a estabilidade do pH no reator anaeróbio são extremamente importantes. Uma taxa elevada na metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantém numa faixa estreita, perto do valor neutro: se o pH tiver um valor menor que 6,3 ou maior que 7,8 a taxa de metanogênese diminui rapidamente. As populações para a fermentação ácida são muito menos sensíveis para valores baixos ou altos do pH. Desse modo, a um pH baixo a fermentação ácida pode prevalecer sobre a fermentação metanogênica, tendo como resultado o azedamento do conteúdo do reator. Nesse caso, o reator somente começará a funcionar de novo após a adição de alcalinidade externa.

Deve considerar-se que a ação microbiana pode alterar o pH do meio, o que torna provavelmente inúteis as tentativas de neutralização de esgoto a priori. Compostos como CO<sub>2</sub> e Ácidos Graxos Voláteis de cadeia curta tendem a diminuir o pH, enquanto alguns cátions, como os íons de nitrogênio amoniacal provenientes da degradação de proteínas, o sódio originado da degradação de sabão e o bicarbonato, aumentam a alcalinidade e o pH (van Haandel e Lettinga, 1994).

O valor do pH também afeta a solubilidade e as reações de outras substâncias importantes, incluindo espécies orgânicas e inorgânicas. Este se estabelece no reator após o equilíbrio iônico dos diferentes sistemas ácido/base presentes no sistema de tratamento. Os sistemas de ácidos fracos (em especial o sistema carbônico) são os mais importantes para estabelecer o pH (van Haandel e Lettinga, 1994).

O efeito do pH aparentemente se manifesta de maneira diferente para os consórcios anaeróbios presentes, isto deve-se a que *Methanosarcina barkeri* e *Methanosarcina vacuolata*, duas espécies degradantes de acetato, crescem bem a pH baixos com um pH ótimo de 5 quando cultivadas em hidrogênio e metanol como substratos catabólicos (Maestrojuan e Boone, 1991). Similarmente, as bactérias metanogênicas oxidantes de H<sub>2</sub> têm sido encontradas em valores muito alcalinos de pH, porém bactérias metanogênicas acetoclásticas não têm sido encontradas (Malina e Pohland, 1992).

Além disso, parece que algumas interações bioquímicas e as vias de degradação podem ser influenciadas pelo pH, incluindo a possível inibição da produção de hidrogênio, o qual pode explicar a pouca importância do hidrogênio na metanogênese a baixo pH (Conrad *et al.*, 1987). Estes achados coletivamente sugerem que os reatores anaeróbios operem próximos à faixa neutra de pH.

### **2.4.3 Nutrientes**

O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são nutrientes essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P, em relação à matéria orgânica presente, depende da eficiência de microrganismos em obter energia para síntese, a partir das relações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. A baixa velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios, resulta num menor requerimento nutricional. Em geral, admite-se que a relação DQO:N:P de 500:5:1 é suficiente para atender as necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios (Rittmann e McCarty, 2001). Além de N e P, o enxofre (S) é também considerado um dos

nutrientes essenciais para a metanogênese. Em geral, a concentração de S deve ser da mesma ordem de grandeza ou levemente superior à de P. As bactérias assimilam enxofre na forma de sulfetos, que é um constituinte comum em muitos esgotos. Algumas proteínas são também fontes de enxofre. O sulfeto exerce um controle significativo na viabilidade da metanogênese em presença de certos substratos, principalmente devido à concorrência entre bactérias redutoras de sulfato e bactérias metanogênicas (Malina e Pohland, 1992).

Dentro dos micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o ferro, o cobalto, o níquel e o zinco (Gray, 2004). A presença destes elementos em traços estimula os tratamentos anaeróbios. Estes elementos estão implicados nos sistemas enzimáticos das bactérias metanogênicas e acetogênicas. Por exemplo, a formação de enzimas tais como: deshidrogenase e hidrogenase em *Methanococcus vanielii*, deshidrogenase em *Clostridium thermoaceticum* e hidrogenase em *Desulforibrio desulfuricans* requer a presença de selênio, tungstênio e níquel respectivamente (Malina e Pohland, 1992).

É pouco provável que os esgotos sanitários típicos apresentem deficiências nutricionais, pois tanto os macronutrientes como os micronutrientes estão abundantemente presentes no esgoto sanitário (van Haandel e Lettinga, 1994).

#### **2.4.4 Substâncias tóxicas**

A toxicidade é talvez um problema maior nos sistemas anaeróbios do que nos aeróbios por duas razões: a primeira é que as concentrações de matéria orgânica tratada são geralmente maiores nos primeiros, sendo provável que as concentrações de outras matérias, incluindo as que provocam inibição, sejam maiores; a segunda é que as taxas de crescimento dos microorganismos são mais baixas, o que quer dizer que o fator de seguridade biológico que é aceitável é mais baixo, situando o tratamento anaeróbio num maior risco; além disso, os tempos de recuperação são longos por causa das baixas taxas de crescimento (Rittmann e McCarty, 2001).

Segundo Malina e Polland (1992), existem muitas substâncias químicas que podem causar toxicidade na digestão anaeróbia. Grupos de substâncias químicas como metais pesados e substâncias organocloradas têm uma influência tóxica, mesmo em concentrações muito baixas, mas a presença destas substâncias no esgoto em níveis inibidores é pouco provável. Compostos tóxicos que podem estar presentes no esgoto são sulfeto e oxigênio dissolvido. A geração de produtos intermediários tais como

ácidos graxos voláteis pode causar toxicidade ao provocar um pH adverso (van Haandel e Lettinga, 1994). Infelizmente, muita da informação concernente à toxicidade não é conclusiva em termos de causa e efeito, e diferenças em culturas ou configurações e operação dos sistemas têm conduzido a contradições e possíveis interpretações equivocadas dos resultados obtidos por alguns pesquisadores.

É importante salientar que os microrganismos têm certa capacidade de adaptar-se a substâncias que produzem inibição em determinado tempo. Alguns microrganismos são menos susceptíveis que outros a certos compostos que produzem inibição, e este problema pode ser abordado às vezes escolhendo-se uma cultura melhor. Devido a que as comunidades microbianas são diferentes, tirar conclusões sobre as concentrações tóxicas de certas substâncias é muito difícil (Malina e Pohland, 1992).

### **3. METODOLOGIA**

Baseado na necessidade de descobrir a eficiência dos reatores UASB operados em regiões de clima temperado, este trabalho teve como objetivo analisar o efeito da temperatura sobre esses reatores.

Os dados experimentais desta pesquisa foram obtidos no Laboratório de Saneamento Ambiental localizado no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS.

#### **3.1 Protótipos de reatores utilizados**

Foram utilizados três reatores UASB, conforme figura 3.1, de igual construção, feitos em acrílico, com capacidade de 19,2 litros cada, os quais foram alimentados continuamente por um efluente sintético, preparado diariamente, ao longo de todo o experimento. Estes reatores operaram em paralelo a temperaturas variáveis entre 15°C e 35°C, aproximadamente, com um TDH e vazão constantes, de 8h e 2,4 L.h<sup>-1</sup>, respectivamente.

Os reatores operaram de forma contínua durante todo experimento, sendo alimentados com esgoto sintético diariamente.

#### **3.2 Inóculo**

Em uma ETE de fábrica de gelatina foi obtido o lodo anaeróbio utilizado como inóculo nos reatores protótipos. Uma quantidade equivalente de lodo foi disposta nos três reatores para obter uma carga biológica de 0,11kgDQOkgSVT<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>. O lodo apresentava concentrações de sólidos totais e voláteis de 85.245 mg.L<sup>-1</sup> e 52.241 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

No inóculo foram feitas determinações analíticas de Sólidos totais e Sólidos voláteis totais.

#### **3.3 Caracterização do afluente**

Foi preparado diariamente um esgoto sintético com valor de DQO compatível aos esgotos domésticos para ser utilizado nos reatores protótipos, o composto continha

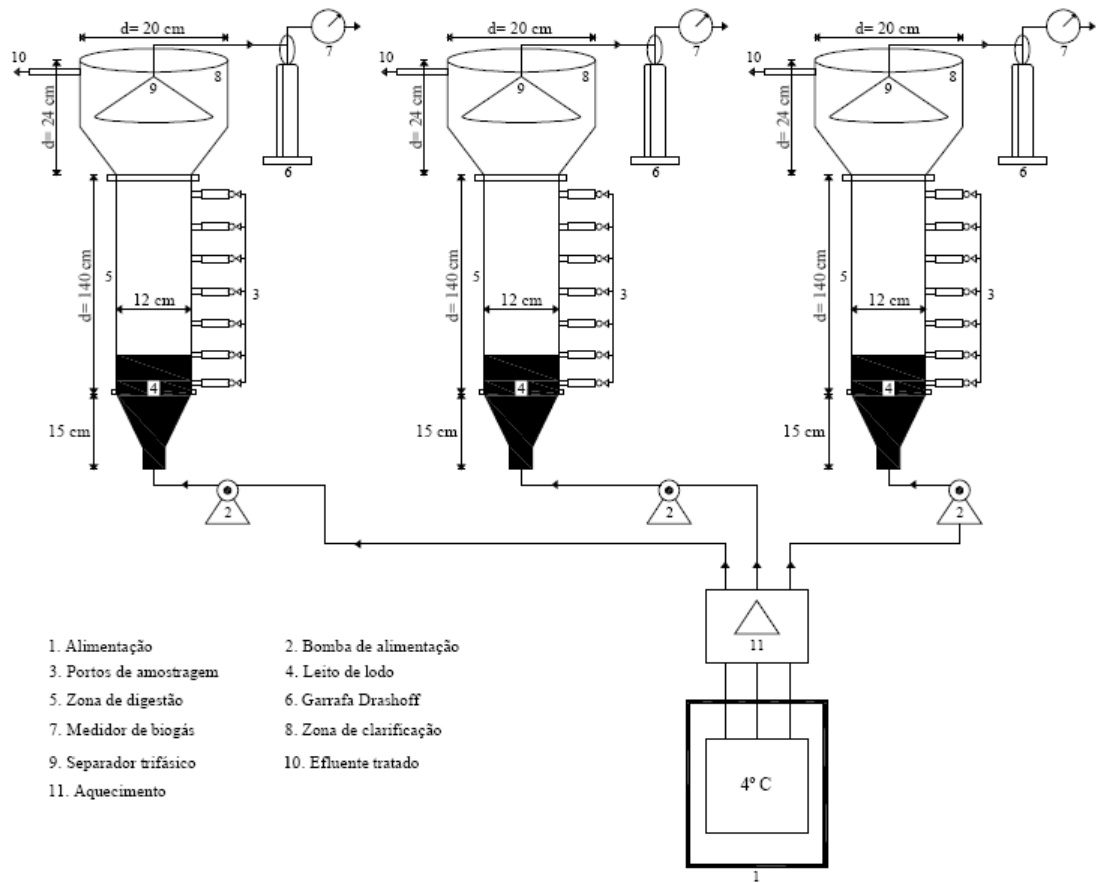


Figura 3.1: Configuração dos reatores UASB usados no experimento. (Fonte: Adaptado de Miranda, 2004)

todos os nutrientes requeridos para o metabolismo dos microorganismos. Isto permitiu um melhor controle do experimento, variando-se apenas o fator que se desejava analisar, neste caso, a temperatura. Embora apresentasse algumas características dos esgotos sanitários, ele não pode reproduzi-lo considerando que era inteiramente solúvel e não continha proteínas, lipídeos e outras características. O esgoto sintético continha os compostos e as concentrações mostrados na Tabela 3.1.

### 3.4 Monitoramento do processo

Para manter a temperatura desejada no interior dos reatores, estes foram envolvidos por uma “jaqueta térmica”, na qual circulava água aquecida e controlada com a utilização de termostatos e resistências.

Para temperaturas inferiores à temperatura ambiente, a água provinha de um freezer. Esta água estava inicialmente a 4°C, sendo aquecida pelas resistências até a temperatura desejada, controlada pelo termostato, e recirculada pela “jaqueta térmica”

Tabela 3.1: Concentração das substâncias presentes no esgoto sintético.

Composto	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )
Acetato de Sódio	250 como DQO
Glicose	250 como DQO
MgSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	25
FeSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	5
MnSO <sub>4</sub> . H <sub>2</sub> O	2,5
NH <sub>4</sub> Cl	125
CaCl <sub>2</sub> . 7H <sub>2</sub> O	3,750
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	31,250
ZnSO <sub>4</sub> . H <sub>2</sub> O	0,075
CuSO <sub>4</sub> . 5H <sub>2</sub> O	0,025
CoCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O	0,100
Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> . 2H <sub>2</sub> O	0,075
NaHCO <sub>3</sub>	200

que envolvia o reator. No caso mais extremo, quando o reator operou a 15°C, foi utilizada uma sala climatizada, composta por dois ar condicionados que mantinham a sala na temperatura desejada.

Determinações analíticas de DQO total e solúvel, sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), pH e temperatura foram realizadas segundo a frequência e os métodos apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Parâmetros e métodos utilizados no monitoramento dos reatores UASB.

Parâmetro	Unidade	Periodicidade	Método
pH	-	Diário	Método 4500 – H+ (APHA <i>et al.</i> , 2005)
Sólidos Suspensos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	3 x semana	Secagem a 103- 105°C. Método 2540D (APHA <i>et al.</i> , 2005)
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	3 x semana	Ignição a 550°C. Método 2540E (APHA <i>et al.</i> , 2005)
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	3 x semana	Titulométrico com refluxo fechado. Método 5220C (APHA <i>et al.</i> , 2005)



## 4. RESULTADOS

Os resultados a seguir mostram a influência da temperatura de operação nos reatores UASB, avaliados através das medidas de pH, DQO, concentração de Sólidos suspensos totais e concentração de Sólidos suspensos voláteis no efluente.

O eixo da abscissa nos gráficos, representado pela letra n, corresponde à cada amostra coletada. Sendo que as amostras só eram coletadas quando os reatores atingiam as temperaturas desejadas.

### 4.1 pH

A Figura 4.1 mostra os valores medidos de pH durante o experimento, para todos os intervalos de temperatura avaliados. O pH manteve-se dentro dos limites ótimos para o metabolismo das bactérias metanogênicas, ou seja, entre 6,5 e 8,2 (Chernicharo, 2007; Metcalf & Eddy, 2003).

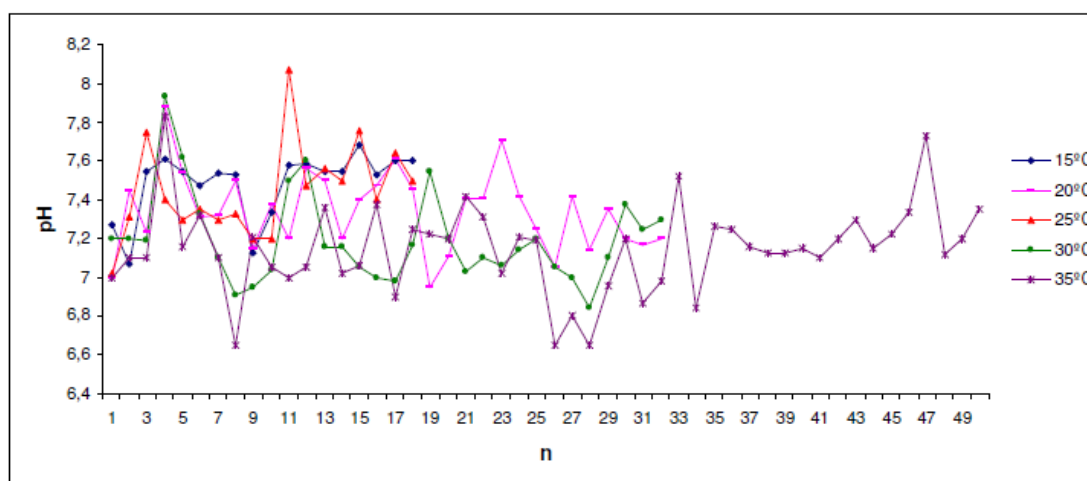


Figura 4.1: Valores de pH no efluente nos reatores UASB para testes em várias temperaturas

### 4.2 Choque de temperatura

No período entre 06/01/2008 e 19/01/2008, o Instituto de Pesquisas Hidráulicas sofreu períodos intermitentes de falta de luz e água devido a roubos de fios e equipamentos hidráulicos, como bombas e registros. Optou-se por desligar o sistema de abastecimento dos reatores até que a situação se normalizasse. Os reatores R1, R2 e R3 estavam operando a temperaturas de 20, 30 e 35°C, respectivamente. Com a interrupção do sistema de aquecimento devido às interrupções de energia, as temperaturas nos reatores foram para 25°C. Portanto, os reatores R1 e R2 tiveram variações de 5°C, enquanto que o reator R3, de 10°C, em poucas horas. Chernicharo (2007) ressalta que o

limite usual para mudanças de temperatura é de cerca de 2°C por dia, enquanto Metcalf e Eddy (2003) mencionam que mudanças de temperatura maiores que 1°C por dia afetam a estabilidade do processo anaeróbio.

Os reatores UASB apresentavam uma DQO total de 48, 45 e 23 mg O<sub>2</sub>L<sup>-1</sup> e um percentual de remoção de 91, 92 e 96 %, para as temperaturas de 20, 30 e 35°C, respectivamente. Neste ponto, os reatores receberam o choque de temperatura e, após o restabelecimento das condições anteriores, começaram a apresentar DQO total de 55 mgO<sub>2</sub>L<sup>-1</sup> (reatores 1 e 2) e 217 mgO<sub>2</sub>L<sup>-1</sup> (reator 3), correspondentes a percentuais de remoção de 90, 90 e 62 %. Como se observa, o reator que sofreu maior variação de temperatura teve problemas, mesmo após o restabelecimento das condições iniciais. Por outro lado, os reatores absorveram bem a variação de temperatura de 5°C, diminuindo muito pouco os percentuais de remoção que apresentavam antes do choque.

### 4.3 DQO

As Figuras 4.2 e 4.3 apresentam, respectivamente, as concentrações de DQO total no efluente e os respectivos percentuais de remoção, para as temperaturas estudadas.

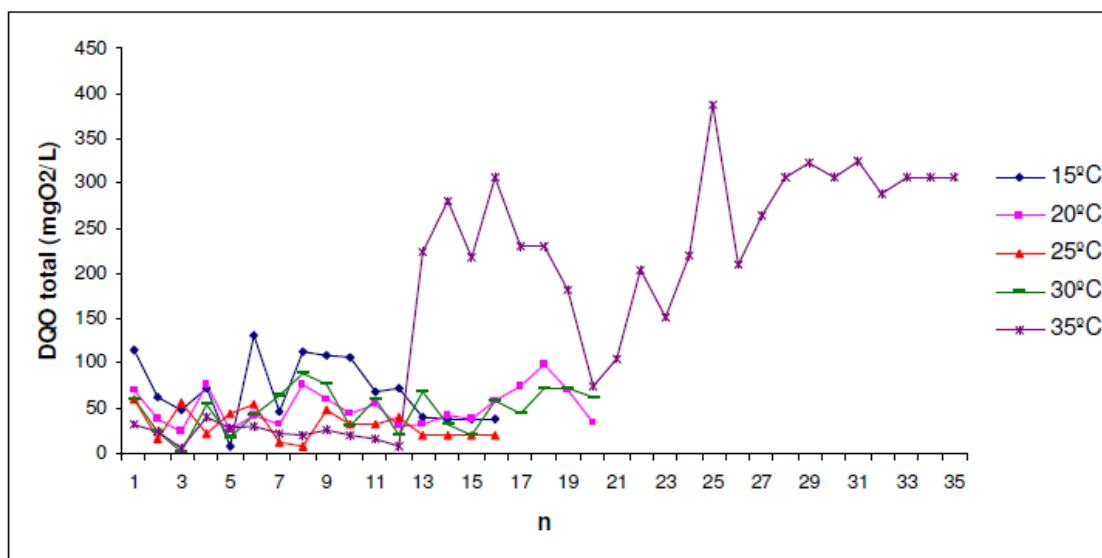


Figura 4.2: Concentrações de DQO total no efluente nos reatores UASB para testes em várias temperaturas

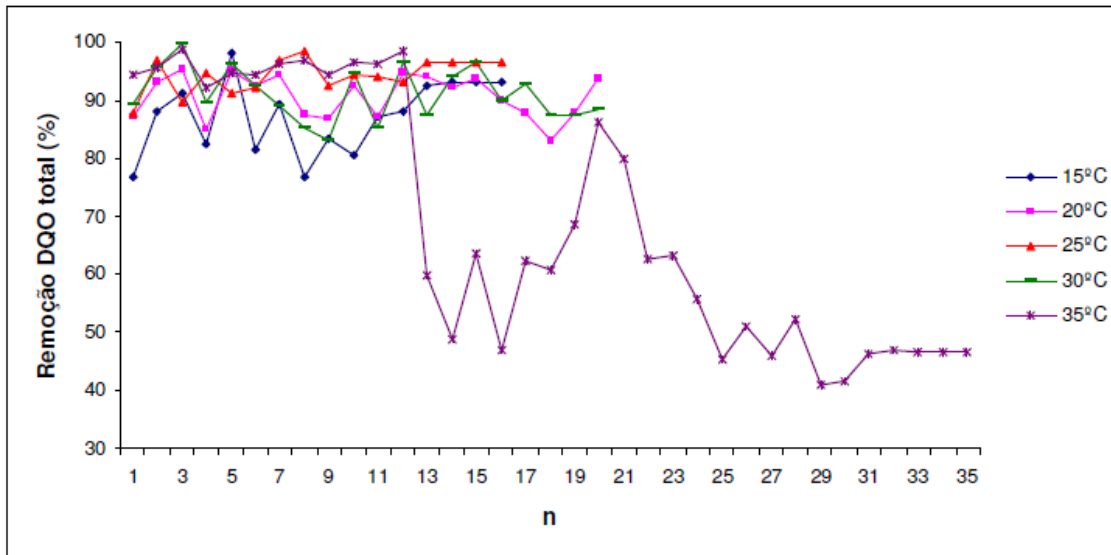


Figura 4.3: Remoção de DQO total (%) do efluente nos reatores UASB em várias temperaturas

Por essas figuras, pode-se notar que a temperatura tem um efeito sobre a eficiência dos reatores UASB. À medida que diminui a temperatura, reduz também a eficiência de remoção da DQO total. A literatura reporta essa mesma tendência (Chernicharo, 2007; Lettinga et al, 2006). O aumento da DQO pode estar relacionado com o aumento na concentrações de SSV no efluente. Gehling (1994) demonstrou que a temperatura influencia a sedimentação de sólidos suspensos pelo aumento da densidade e viscosidade da água.

Segundo Luostarinen et al (2007), a baixa hidrólise e acumulação de sólidos suspensos presentes no esgoto doméstico podem diminuir a atividade metanogênica do lodo a temperaturas mais baixas, deteriorando, assim, o processo. Uemura e Harada, (2000) observaram que a remoção de DQO total foi levemente afetada pela redução da temperatura, o que foi encontrado no presente estudo.

Houve excelentes índices de remoção de matéria orgânica, considerando os dados obtidos de remoção de DQO. Isso se deu, provavelmente, pelas características do afluente, que era composto de substratos solúveis e pelas excelentes condições da biomassa em quantidade e qualidade e, devido à completa formação das populações acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas, adequadas para a realização de todos os processos de bioconversão da matéria orgânica em metano (van Haandel e Lettinga, 1994). Esses percentuais de remoção de DQO estão de acordo com os parâmetros operacionais, exceto para temperatura de 35°C, após o choque.

Collares (2004) estudou o efeito da temperatura no tratamento de efluente da ETE Esmeralda, município de Porto Alegre, a qual opera com reatores UASB. O pesquisador encontrou resultados semelhantes ao desta pesquisa, verificando a ocorrência de remoção mais alta de DQO total nos meses de temperaturas mais elevadas (72%) em relação aos meses mais frios (65%).

#### 4.4 Influência da temperatura na concentração de sólidos suspensos no efluente

As Figuras 4.4 e 4.5 apresentam as concentrações efluentes de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis, respectivamente, para todas as temperaturas avaliadas. Os gráficos são apresentados em termos de médias móveis, uma vez que as concentrações de sólidos suspensos apresentaram grande variabilidade. As concentrações efluentes nos testes com temperaturas mais baixas, 15 e 20°C, em geral, apresentaram concentrações mais elevadas de SST e SSV, possivelmente devido à maior densidade e viscosidade das águas residuárias a baixas temperaturas (Gehling, 1995), o que manteve os sólidos em suspensão.

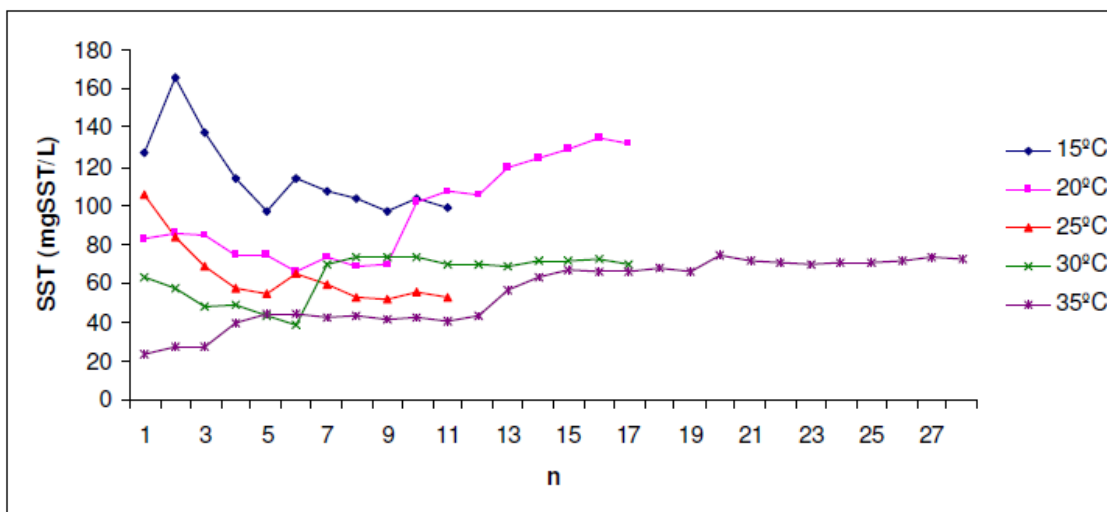


Figura 4.4: Concentração no efluente de sólidos suspensos totais

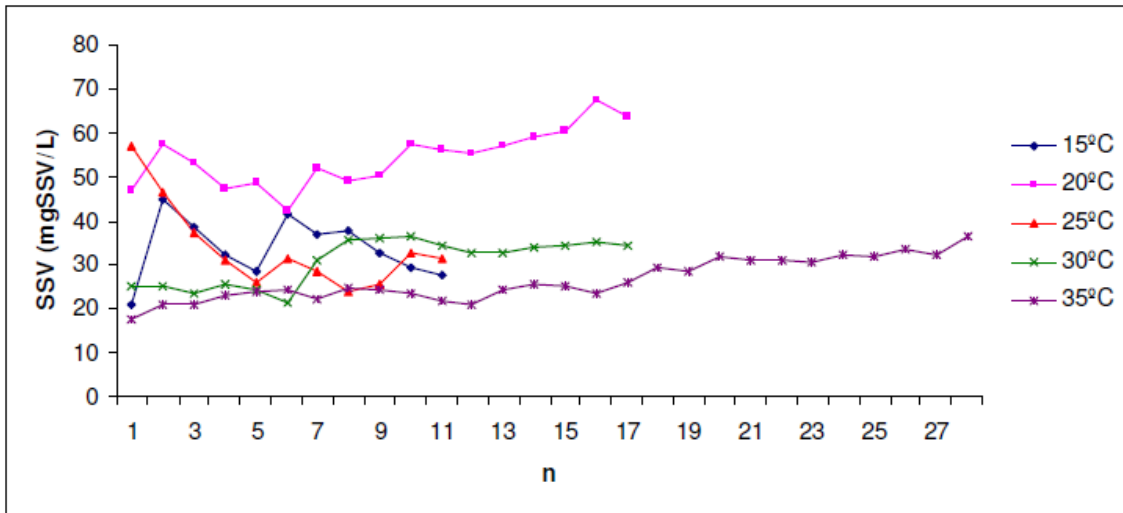


Figura 4.5: Concentração no efluente de sólidos suspensos voláteis.

## 5. CONCLUSÕES

Esta pesquisa avaliou a influência da temperatura na eficiência de reatores UASB operando com efluente sintético formado com substrato solúvel. As experiências foram feitas em reatores protótipos operando com temperatura controlada, sendo que as temperaturas variaram entre 15°C e 35°C. As principais conclusões foram:

1ª) Houve uma pequena queda de eficiência da remoção da matéria orgânica com o decréscimo da temperatura. Porém, as remoções, mesmo para temperaturas mais baixas, ficaram acima de 80%, mostrando que é possível a utilização de reatores UASB para tratamento de esgoto doméstico em regiões de clima temperado.

2ª) Os reatores UASB absorveram bem choques de temperatura com variação de 5 °C. Contudo, uma queda de 10°C em um curto espaço de tempo não foi absorvido pelo reator, reduzindo a remoção de DQO e aumentando a concentração de sólidos no efluente.

3ª) A pesquisa apresenta limitações no sentido de que foram utilizadas condições controladas que são diferentes daquelas encontradas em esgotos domésticos ou águas residuárias industriais. Por exemplo, os substratos usados, glicose e acetato, são de fácil biodegradação, além de estarem presentes na forma solúvel. Os esgotos, por sua vez, apresentam composição complexa, além de terem uma grande fração da matéria orgânica presente na forma sólida. Também, reatores UASB em escala real estão sujeitos a receberem variações de carga devidos a efeitos de diluição de água de chuva ou descargas concentradas de contaminantes.

4ª) Seria interessante o acompanhamento de um reator UASB em escala real, operando em uma região com clima de temperado, realizando nele, as mesmas análises feitas neste trabalho, assim seriam gerados dados mais precisos de seu funcionamento.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIYUK, S. *et al.* 2006. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates - a review. **Bioresource Technology**, London, v. 97, n. 17, p. 2225-2241.

CHERNICHARO, C. A. de L. ; VAN HAANDEL, A.; AISSE, M. M.; CAVALCANTI, P. F. F. Reatores anaeróbios de manto de lodos. In: CAMPOS, R. C. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 7, p. 155-198. (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Esgoto).

CHERNICHARO, C. A de L. **Reatores anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2007.

COLARES, E. R. C. **Avaliação do desempenho de reatores de manto de lodo: Estudo de caso da ETE Esmeralda – Porto Alegre – RS**. 2004. 64 f. Monografia (Especialização em Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

CONRAD, R. S.; GOODWIN, S.; ZEIKUS, J. G. 1987. Hydrogen metabolism in mildly acidic lake sediment (Knaack Lake). **FEMS Microbiological Letters**, Delft, v. 47, n. 4, p. 243-249.

DONLON, B. A. *et al.* 1996. Continuous detoxification, transformation, and degradation of nitrophenols in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Biotechnology and Bioengineering**, New Jersey, v. 51, n. 4, p. 439-449.

FERNANDES. C. 1997. **Esgotos Sanitários**. Editora Universitária UFPB. p.51 – 74.

GEHLING, G. R. **Desarrollo y aplicaciones de modelos empíricos para La operacion de clarificacion primária de las edar**. 1994. Tese (Doutorado em

Engenharia) – Universidade Politecnica de Catalunya – Instituto de Tecnologia y Modelizacion Ambiental, Barcelona.

HEERTJES, P. M.; VAN DER MEER, R. R. 1997. Dynamics of liquid flow in an up-flow reactor used for anaerobic treatment of wastewater. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v. 20, n. 10, p. 1577-1594.

HULSHOFF POL, L. W. 1989. **The phenomenon of granulation of anaerobic sludge**. Tese (Doutorado em Engenharia) - Wageningen Agricultural University, The Netherlands.

HULSHOFF POL, L. W. et al. 1997. GTZ sectorial project promotion of anaerobic technology for the treatment of municipal and industrial sewage and wastes. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8., 1997, Sendai. **Proceedings...** Sendai: IAWQ. p. 285-292.

HULSHOFF POL, L. W. *et al.* 2004. Anaerobic sludge granulation. **Water Research**, London, v. 38, n. 6, p. 1376-1389.

HULSHOFF POL, L. W.; LETTINGA, G. 1986. New technologies for anaerobic treatment. **Water Science and Technology**, London, v. 18, n. 12, p. 41-53.

KALOGO, Y.; VERSTRAETE, W. 1999. Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technology for domestic wastewater treatment: motives and perspectives. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 15, n. 5, p. 523-534.

KATO, M. T. *et al.* 1994a. Treatment of low strength soluble wastewater in UASB reactors. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, Tokyo, v. 77, n. 6, p. 679-686.

KATO, M. T. *et al.* 1994b. Feasibility of expanded granular sludge bed reactors for the anaerobic treatment of low strength soluble wastewaters. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v. 44, n. 4, p. 469-479.



KATO, M . T.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. 1997. The anaerobic treatment of low strength wastewater in UASB and EGSB reactors. **Water Science and Technology**, London, v. 36, n. 6/7, p. 375-382.

LETTINGA, G.; MAN, A.; VAN DER LAST, A. R. M. WIEGANT; VAN KNIPPENBERG, K; FRIJINS, J; VAN BUUREN, J. C. L; Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. **Water Science and Technology**, v. 27,n. 9, p. 67 – 73, 1993.

LETTINGA, G.; REBAC, S; NOZHEVNIKOVA, A; VAN LIER, J. B.; STAMS, A. J. M (1999). High – rate anaerobic treatment of wastewater at low temperature. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 4, p. 1696 – 1702, 1999.

LUOSTARINEN, S; SANDERS, W; KUJAWA – ROELEVELD, K; ZEEMAN, G. Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB – septic tank systems. **Bioresource Technology**, v. 98, p.980 – 986, 2007.

MAESTROJUAN, G. M.; BOONE, D. R. 1991. Characterization of *Methanosarcina barkeri* MST, and *Methanosarcina vacuolata* Z-761T. **International Journal of Systematic Bacteriology**, Palo Alto, v. 41, n. 2, p. 267-274.

MALINA, J. F.; POHLAND, F. G. 1992. **Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes**. Lancaster: Technomic. (Water Quality Management Library, v. 7).

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York. McGraw Hill. 2003. (McGraw-hill series in water resources and environmental engineering).

MIRANDA, L. A. S. **Estudo dos efeitos dos óleos e graxas em reatores de alta taxa, utilizando técnicas clássicas de hibridização in situ com sondas fluorescentes**. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Biotecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2004.

PETTE, K. C.; VERSPRILLE, A. I. 1981. Application of the UASB concept for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION, 2., 1981, Travemunde. **Proceedings...** Travemunde: IWA. p. 121-133.

RITTMANN, B. E.; McCARTY, P. L. 2001. **Biotecnología del medio ambiente: principios y aplicaciones.** Madrid: McGraw-Hill.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; van LIER, J. B.; H.; AMELERS, H.V.M.; LETTINGA, G. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, v.65, p.175-190, 1998.

UEMURA, S; HARADA, H. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. **Bioresource Technology** , v. 72, p.275 – 282, 2000.

VAN BUUREN, J. C. L. 1996. Anaerobic wastewater treatment in developing countries. A sustainable core technology. In: WORKSHOP ON SUSTAINABLE MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS, 1996, Leusden. **Proceedings...** Leusden: ETCWASTE. 1 CD.

VAN HAANDEL, A. C; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Epgraf, 1994.