

COLETÂNEA EM SANEAMENTO AMBIENTAL

SÉRIE TEMÁTICA TECNOLOGIAS AMBIENTAIS VOLUME 5

ISBN: 978-85-64386-11-2

REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO (UASB): Uma abordagem concisa



Ernani de Souza Costa

Olavo Barbosa Filho

Gandhi Giordano

1ª. Edição
Rio de Janeiro – RJ



2014

EXPEDIENTE**Reitor**

Ricardo Vieiralves de Castro

Vice-reitor

Paulo Roberto Volpato Dias

Sub-reitoria de Graduação

Lená Medeiros de Menezes

Sub-reitoria de Pós-graduação e Pesquisa

Monica da Costa Pereira Lavalle Heilbron

Sub-reitoria de Extensão e Cultura

Regina Lúcia Monteiro Henriques

Centro de Tecnologia e Ciências

Maria Georgina Muniz Washington

Faculdade de Engenharia

Maria Eugenia de las Mercedes Mosconi de Gouvêa

EDITORES

Thereza Christina de Almeida Rosso

Gandhi Giordano

Editor Associado

Olavo Barbosa Filho

Editoração Eletrônica

Marco Antônio Perna

E-BOOK

Reatores anaeróbios de manta de lodo(UASB): uma abordagem concisa
/ COSTA, Ernani S.; BARBOSA FILHO, Olavo; GIORDANO, Gandhi.

Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ / 2014.

(Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 5)

121 p.

1. Esgoto Sanitário, 2. Tratamento de Esgotos, 3. Tratamento Biológico, 4. Tratamento Anaeróbio, 5. Reator de Manta de Lodo, 6. Reator UASB, 7. Projeto de Engenharia.

Editores – Thereza Christina de Almeida Rosso; Gandhi Giordano.

Editor Associado – Olavo Barbosa Filho.

I Coletânea em Saneamento Ambiental. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Engenharia. III. Título. IV. Série.

ISBN: 978-85-64386-11-2

SOBRE OS AUTORES

Ernani de Souza Costa

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal Fluminense (1975), com mestrado em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (2009). Possui vasta experiência em projetos, gerenciamento e fiscalização de obras de Saneamento. Coordenou projetos de grandes estações de tratamento de esgoto, assim como de água e de todas as unidades constituintes dos respectivos sistemas. Executou vários projetos de Emissários Submarinos de Esgoto. Atuou em vários países (Japão, Nicarágua, Paraguai, Bolívia, Peru, Equador, Costa Rica e Honduras), tendo grande conhecimento de financiamentos de projetos junto ao BID e BIRD. Executou e coordenou vários Planos Diretores de Esgoto, sendo o de maior expressão o da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Desempenha atividades didáticas na Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio) e na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), além de cursos temporários específicos, todos na área de Saneamento. É Diretor Presidente da CONEN - Consultoria e Engenharia Ltda. Atualmente é Presidente da Seção Regional do Rio de Janeiro da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

Olavo Barbosa Filho

Graduado em Engenharia Química pela Fundação Armando Alvares Penteado - FAAP (São Paulo, 1982), com mestrado em Engenharia de Materiais e Processos Químicos e Metalúrgicos pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (1986) e doutorado (PhD) pelo Imperial College of Science, Technology and Medicine, University of London, UK (1991). Possui também bacharelado em Farmácia (UNESA - Rio de Janeiro, 2010) e graduação em Fisioterapia (UNESA - Rio de Janeiro, 2010). Ocupa o cargo de professor associado do Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente-DESMA e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental-PEAMB da Universidade do Estado do Rio de Janeiro-UERJ. Atua na área de Engenharia Sanitária e Ambiental, em temas associados ao Controle da Poluição e aos efeitos desta sobre a saúde humana e ambiental. Esses temas incluem o monitoramento e controle da poluição hídrica e atmosférica, química aplicada à engenharia sanitária e ambiental, tratamento físico-químico e biológico de águas residuárias, operações e processos unitários de tratamento de efluentes e processamento químico de materiais e metais (processos hidrometalúrgicos). Consultor em engenharia ambiental e auditor ambiental.

Gandhi Giordano

Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (1980), especialização em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (1981), mestrado em Ciência Ambiental pela Universidade Federal Fluminense (1999) e doutorado em Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (2003). Atualmente é professor adjunto da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, lotado desde 1982 no Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente da Faculdade de Engenharia. Diretor Técnico da TECMA Tecnologia em Meio Ambiente desde 1986. Tem experiência na área de Saneamento Ambiental, com ênfase em Química Sanitária, atuando principalmente nos seguintes temas: tratamento de águas residuárias, reúso de águas, controle da poluição, tratamento de efluentes e tratamento de chorume. Tem experiência na implantação e operação de laboratórios de análises ambientais conforme os requisitos da Norma ISO NBR 17025.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- AME – Atividade Metanogênica Específica
- AGV – Ácidos graxos voláteis
- CEF – Caixa Econômica Federal
- CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
- DBO_f – Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
- DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
- DQO_f – Demanda Química de Oxigênio filtrada (mg/L)
- ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
- FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos
- PEAD – Polietileno de Alta Densidade
- pH – Potencial Hidrogeniônico
- PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - IBGE
- PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
- Q – Vazão (m³/d)
- SST – Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
- SSV – Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
- ST – Sólidos Totais (mg/L)
- SVT – Sólidos Voláteis Totais (mg/L)
- T – Temperatura média no meio líquido (°C)
- TDH – Tempo de Detenção Hidráulica (h)
- UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor* - Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO	01
CAPÍTULO 2: PRINCÍPIOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	06
2.1 Definição Geral.....	07
2.2 Características do Esgoto Sanitário.....	07
2.3 Processos Metabólicos no Ambiente Anaeróbio.....	11
2.4 Metabolismo Bacteriano.....	12
2.5 Rotas Básicas do Processo Biológico	13
2.6 Parâmetros Biocinéticos	18
2.7 Parâmetros de Controle	28
CAPÍTULO 3: ARQUITETURA, PRINCÍPIOS DO PROCESSO E CONFIGURAÇÕES TÍPICAS DOS REATORES UASB	32
3.1 Arquitetura Básica dos Sistemas de Tratamento Anaeróbios.....	33
3.1.1 Sistemas Anaeróbios Convencionais.....	34
3.1.2 Sistemas de Alta Taxa	35
3.1.2.1 Sistemas de Alta Taxa com Crescimento Aderido	36
3.1.2.2 Sistemas de Alta Taxa com Crescimento Disperso	40
3.2 Princípios do Processo dos Reatores UASB.....	46
3.3 Configurações Típicas dos Reatores UASB.....	49
CAPÍTULO 4: CRITÉRIOS E PARÂMETROS DO PROJETO DE REATORES UASB	52
4.1 Carga Orgânica Volumétrica.....	54
4.2 Carga Hidráulica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica.....	55
4.3 Carga Biológica (Relação Alimento/Micro-organismo).....	56
4.4 Velocidade Ascensional do Fluxo.....	58
4.5 Velocidades Ascensionais.....	59
4.6 Avaliação da Produção de Biogás.....	60
CAPÍTULO 5: ASPECTOS GERAIS DA ENGENHARIA DOS REATORES UASB	64
5.1 Corrosão, Segurança e Operação – Abordagem.....	65
5.2 Principais Materiais Empregados na Construção do Reator UASB.....	66
5.2.1 Concreto	66
5.2.2 Aço.....	67

5.2.3 Materiais Plásticos.....	69
5.3 Aspectos Operacionais	69
CAPÍTULO 6: OBSERVAÇÕES CRÍTICAS SOBRE O PROJETO, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DE REATORES UASB.....	73
6.1 Considerações Iniciais.....	74
6.2 Geometrias e Cinéticas Hidráulicas.....	77
6.2.1. Tratamento Preliminar.....	77
6.2.2 Tempo de Detenção Hidráulica.....	80
6.2.3 Profundidade.....	82
6.2.4. Sistema de Distribuição.....	84
6.2.5. Velocidades	85
6.2.6 Defletores.....	86
6.2.7 Decantação.....	87
6.2.8 Escuma.....	88
6.2.9 Gás.....	89
6.2.10 Lodo.....	91
6.3 Materiais de Construção	93
6.4 Aspectos Operacionais	94
CAPÍTULO 7: PROPOSTA DE PROTOCOLO DE PROJETO DE REATORES UASB.....	96
7.1 Tratamento Preliminar.....	97
7.2 Tempo de Detenção Hidráulica.....	97
7.3 Profundidade Útil.....	98
7.4 Sistema de Distribuição.....	98
7.5 Velocidades	99
7.6 Defletores.....	99
7.7 Decantação.....	99
7.8 Escuma.....	99
7.9 Gás.....	100
7.10 Lodo.....	100
7.11 Materiais de Construção.....	101
7.11.1 Concreto.....	101
7.11.2 Aço.....	101
7.11.3 Materiais Plásticos.....	102
7.12 Procedimentos Operacionais.....	102

CAPÍTULO 8: CONCLUSÃO	103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

APRESENTAÇÃO

A presente obra apresenta a metodologia para o projeto de engenharia de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo, também conhecidos como reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), destinados ao tratamento anaeróbio de esgotos sanitários. A metodologia desenvolvida apresenta os parâmetros de cálculo e as condicionantes técnicas de ordem física envolvidas no projeto e construção da unidade de tratamento.

O trabalho converge para uma proposta de protocolo para o projeto, construção e operação do reator UASB. A apresentação desta proposta é precedida de uma descrição dos princípios da digestão anaeróbia, bem como da arquitetura, princípios do processo e configurações típicas deste tipo de reator. São também apresentados de maneira crítica os critérios e parâmetros do projeto de reatores UASB e os aspectos gerais da engenharia dos mesmos, relacionados com a sua construção e operação.

Palavras-chave: Esgoto Sanitário; Tratamento de Esgotos; Tratamento Biológico; Tratamento Anaeróbio; Reator de Manta de Lodo; Reator UASB; Projeto de Engenharia.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

INTRODUÇÃO

No Brasil persiste, nas últimas décadas, um déficit acentuado em tratamento de esgotos gerados por seus habitantes, que redundam em um meio ambiente hídrico cada vez mais deteriorado, seja para o uso recreacional da população ou, o mais grave, para o abastecimento público e irrigação das plantações que servem de alimento para esta mesma população. Este fato é o maior desafio dos administradores e também dos sanitaristas brasileiros, na busca de técnicas de baixo custo de implantação e operação. A PNSB-2000 (Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE) mostra que no Brasil, somente 20% dos esgotos são coletados e tratados. Perante este quadro nebuloso, desenvolveram-se no País diversas técnicas de tratamento dos esgotos, sempre em busca daquelas que pudessem trazer uma redução substancial de custos.

Do Nordeste do País vieram as boas notícias através do tratamento dos esgotos a partir de Lagoas de Estabilização, desenvolvendo-se exaustivas pesquisas de modulações, formas, sequências de lagoas diferenciadas, modificando inclusive as conceituações matemáticas de cálculo adaptando-as as nossas favoráveis condições climáticas. Deve-se sempre lembrar o trabalho do Prof. Salomão Anselmo Silva e seus colaboradores, que inundaram os Congressos de Engenharia Sanitária de farto material didático sobre o tema. As Lagoas de Estabilização são francamente econômicas, operacionalmente falando, e de grande potencial para o tratamento dos esgotos, contudo trazem contra si as dificuldades de obtenção de extensas áreas nos grandes centros urbanos, seja pela indisponibilidade, seja por seu elevado custo.

Por outro lado, do Sul do País, mais propriamente do Paraná, vieram as boas notícias relacionadas com as características econômicas dos sistemas anaeróbios de alta taxa, os quais possuem a capacidade de reter grandes quantidades de biomassa no sistema, com uma enorme capacidade de atividade biológica. Da mesma forma deve-se reverenciar os diversos trabalhos do incansável Prof. Celso Savelli Gomes, o qual desenvolveu pesquisas e as materializou em diversas unidades de tratamento na SANEPAR, onde atuava como engenheiro da Companhia.

Toda a base teórica do desenvolvimento do processo em reatores de manta de lodo foi concebida na Holanda, em particular pelo Professor Gatze Lettinga, Titular da Universidade de Wageningen – Holanda, inventor do reator UASB, ganhador em 1992 do prêmio Karl-Imhoff da *International Association for Water Quality*, e em 2000 do

prêmio *Royal Shell*, além possuir os títulos de *Doctor Honoris Causa* pela Universidade de Valladolid e pela Universidade de Santiago de Compostela, ambas na Espanha.

Em 1999, o PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) financiado pela FINEP, CNPq e CEF, teve em seu primeiro edital o tema 2: "Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e por Disposição Controlada no Solo". Este fato, face aos resultados obtidos, foi preponderante para disseminar no Brasil o processo de tratamento anaeróbio através dos Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo, nominados na ocasião como UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*). Atualmente o Reator de Manta de Lodo para o tratamento de esgotos domésticos é uma realidade no Brasil. No caso de clima quente, como é comum na maioria das regiões brasileiras, o processo anaeróbio através de reatores de manta de lodo apresenta inúmeras vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, pesando negativamente somente o aspecto da emissão de odores quando alguns parâmetros biológicos não são controlados pela engenharia de projetos. A **Tabela 1.1** apresenta as principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Tabela 1.1 – Vantagens e Desvantagens dos Reatores UASB.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none">• Baixa produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios;• Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;• Baixa demanda de área;• Baixos custos de implantação, da ordem de 20 a 30 dólares per capita;• Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico;• Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;• Tolerância a elevadas cargas orgânicas;• Aplicabilidade em pequena e grande escala;• Baixo consumo de nutrientes.	<ul style="list-style-type: none">• Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória;• Produção de efluente com aspecto desagradável e usualmente com qualidade insuficiente para atender os padrões ambientais. Em decorrência, alguma forma de pós-tratamento é normalmente necessária;• Possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes;• A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;• A partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semente adaptado;• Possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão, porém controláveis.

Fonte: CHERNICHARO, 2008, p. 25.

É fato que a reduzida taxa de crescimento da biomassa anaeróbia, em especial das bactérias metanogênicas, enfatiza a necessidade da observação de detalhes dimensionais durante a fase de projeto, já que a recuperação do sistema é lenta quando a biomassa anaeróbia sofre condições imprevistas.

A potencialidade da experiência do projetista em associar as condições teóricas de funcionamento ao comportamento efetivo de uma unidade de tratamento de esgotos deve ser traduzida em condicionamentos específicos das ordens ou especialidades envolvidas na elaboração dos projetos.

O objetivo principal que instaurou a investigação desenvolvida e aqui apresentada é o de obter um protocolo de projeto de engenharia de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo. O desenvolvimento tomou como base uma análise detalhada dos trabalhos científicos apresentados nos últimos congressos de engenharia sanitária realizados no país, assim como as observações expostas nas metodologias de diversos autores sobre o tema. Além da ampla bibliografia nacional e internacional, a pesquisa bibliográfica foi focalizada em trinta e cinco trabalhos brasileiros apresentados nos Congressos da ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, nas edições desde a 21ª (realizada em 2001 no Rio de Janeiro) até a 24ª (realizada em 2007 em Belo Horizonte), por concentrarem os resultados até então mais profícuos da pesquisa brasileira dos reatores UASB aplicados a esgoto doméstico.

Estes trabalhos técnicos forneceram subsídios importantíssimos ao projeto de reatores UASB os quais, aliados às informações contidas na vasta bibliografia existente e à experiência do próprio autor em mais de uma centena de projetos de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários dos mais variados processos do pequeno ao grande porte, permitiram deduções claras quanto as premissas de projeto buscadas neste trabalho científico.

O protocolo proposto procura levar em consideração todas as condicionantes necessárias ao projeto para o pleno funcionamento de um reator UASB e, com esta finalidade, expõe os conteúdos correspondentes e, por fim, informa as conclusões auferidas. A pesquisa buscou sistematizar a definição dos tópicos principais investigados por inúmeros outros pesquisadores, de maneira que os seus resultados possam, responsabilmente, contribuir para uma melhor compreensão do objeto investigado.

Os aspectos geométricos a serem observados nos projetos, construção e operação dos reatores UASB, foram divididos segundo os seguintes tópicos principais: Gradeamento, Tempo de Detenção Hidráulica, Profundidade Útil, Distribuição, Velocidades, Decantação, Escuma, Controle de Gases e Descarte de Lodo.

Secundando o objetivo principal de produção de um protocolo de projeto, e para melhor fundamentar este protocolo, foram também abordados os seguintes aspectos do tema tratado:

- A indicação dos parâmetros de projeto com base na experiência nacional e internacional ao longo das duas últimas décadas, somadas a sintetização analítica feita neste trabalho, a partir dos principais projetos e também das pesquisas brasileiras sobre os Reatores Anaeróbios com Manta de Lodo;
- A Engenharia de Detalhamento de Projetos com o estabelecimento de valores dimensionais das diversas ordens envolvidas com o processo de fluxo dentro da Unidade de Tratamento;
- A Engenharia de Materiais;
- A determinação de procedimentos operacionais do processo de tratamento biológico.

CAPÍTULO 2

PRINCIPIOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

PRINCIPIOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

2.1 Definição Geral

A digestão anaeróbia é um processo biológico de decomposição de matéria orgânica que, através do metabolismo dos microrganismos, é convertida em lodo biológico, líquido e gases.

É importante o conhecimento do esgoto sanitário afluente à ETE de forma a garantir, através de um controle operacional adequado, a máxima eficiência no processo biológico anaeróbio. É necessário também o conhecimento da microbiologia do processo, das reações envolvidas e das condições ambientais requeridas.

Nas regiões tropicais predominam temperaturas mesofílicas e, nestas condições, o tratamento anaeróbio se destaca. Assim, determinando-se algumas condicionantes complementares ao processo, como por exemplo, o tempo de detenção hidráulico, ter-se-á um tratamento eficiente e a baixo custo de construção e de operação.

A digestão anaeróbia, em princípio, não corrige outras características indesejáveis do esgoto como a presença de organismos patogênicos e nutrientes. Portanto, caso seja esta a necessidade do tratamento para o lançamento no corpo receptor final, o sistema de tratamento deverá ser complementado por algum outro processo para atingir este objetivo.

2.2 Características do Esgoto Sanitário

A situação que traz a necessidade do conhecimento das características do Esgoto Sanitário afluente à uma Estação de Tratamento, se deve as características físicas, químicas e biológicas indesejáveis. Por outro lado, para executar-se a tratabilidade dos esgotos sanitários é justamente o conhecimento destas características e em seguida as ações biológicas decorrentes do processo que permitirão seu controle.

Na **Tabela 2.1** são indicados diversos contaminantes do esgoto sanitário e sua importância no processo de tratamento.

Tabela 2.1 - Contaminantes Importantes de Interesse no Tratamento de Esgotos.

Contaminantes	Importância
Sólidos em Suspensão	Sólidos suspensos podem levar ao desenvolvimento de depósitos de lodo e condições anaeróbias quando o efluente líquido não tratado é lançado no ambiente aquático.
Compostos Orgânicos Biodegradáveis	Compostos principalmente por proteínas, carboidratos e gorduras, os orgânicos biodegradáveis são quantificados basicamente em termos de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio). Se lançado sem tratamento ao ambiente, sua estabilização biológica pode levar à queda da reserva de oxigênio natural e ao desenvolvimento de condições sépticas.
Organismos Patogênicos	Algumas doenças podem ser transmitidas por organismos patogênicos em águas residuárias.
Nutrientes	Tanto nitrogênio quanto fósforo, juntos ao carbono, são nutrientes essenciais para o crescimento. Quando lançados no ambiente aquático, estes nutrientes podem levar ao crescimento de uma vida aquática não desejável. Quando lançados em excessivas quantidades sobre a terra, também podem poluir águas subterrâneas.
Poluentes Perigosos	Compostos orgânicos e inorgânicos selecionados com base no conhecimento de apresentarem carcinogenicidade, mutagenicidade, teratogenicidade ou toxicidade. Muitos destes compostos são encontrados em águas residuais.
Orgânicos Refratários	Estes orgânicos tendem a resistir a métodos convencionais de tratamento de efluentes líquidos. Exemplos típicos incluem surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas.
Metais Pesados	Metais pesados são geralmente adicionados às águas residuais de atividades comerciais e industriais e devem ser removidos se o efluente for reutilizado.
Inorgânicos Dissolvidos	Constituintes inorgânicos como cálcio, sódio e sulfato são adicionados à água de abastecimento doméstico e devem ser removidos se o efluente for reutilizado.

Fonte: METCALF & EDDY, 2003, p. 32.

Na **Tabela 2.2** – Características e Fontes de Águas Residuárias, pode-se observar as propriedades físicas, químicas e biológicas indicativas de águas residuárias e suas origens.

Tabela 2.2 – Características e Fontes de Águas Residuárias.

Características	Fonte
Propriedades Físicas	
Cor	Resíduos domésticos e industriais, degradação natural de materiais orgânicos.
Odor	Águas residuais em decomposição e resíduos industriais.
Sólidos	Abastecimento de água potável, resíduos domésticos e industriais, erosão de solos, infiltração.
Temperatura	Resíduos domésticos e industriais.
Constituintes Químicos Orgânicos	
Carboidratos	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Gord., óleos e Graxas	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Pesticidas	Resíduos agrícolas.
Fenóis	Resíduos industriais.
Proteínas	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Poluentes Perigosos	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Surfactantes	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Comp. Org. Voláteis	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Outros	Degradação natural de matéria orgânica.
Constituintes Químicos Inorgânicos	
Alcalinidade	Resíduos domésticos, abastecimento de água potável, infiltração de água subterrânea.
Cloretos	Resíduos domésticos, abastecimento de água potável, infiltração de água subterrânea.
Metais Pesados	Resíduos Industriais.
Nitrogênio	Resíduos domésticos e agrícolas.
pH	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Fósforo	Resíduos domésticos, comerciais e industriais, drenagem natural de água.
Poluentes Perigosos	Resíduos domésticos, comerciais e industriais.
Enxofre	Abastecimento de água potável, resíduos domésticos, comerciais e industriais.

Tabela 2.2 (continuação) – Características e Fontes de Águas Residuárias.

Gases	
Gás Sulfídrico	Decomposição de resíduos domésticos.
Metano	Decomposição de resíduos domésticos.
Oxigênio	Abastecimento de água potável, infiltração com a superfície da água.
Constituintes Biológicos	
Animais	Cursos d'água abertos e plantas de tratamento de efluentes.
Plantas	Cursos d'água abertos e plantas de tratamento de efluentes.
Protistas	
Eubactéria	Resíduos domésticos, infiltração com a superfície da água e plantas de tratamento de efluentes.
Arquebactérias	Resíduos domésticos, infiltração com a superfície da água e plantas de tratamento de efluentes.
Vírus	Resíduos domésticos.

Fonte: METCALF & EDDY, 1991, p. 48.

Quase sempre os objetivos do tratamento do esgoto incluem a remoção de sólidos em suspensão e do material orgânico. Para o primeiro parâmetro, de acordo com o tamanho físico de partículas na água, pode-se distinguir três tipos de sólidos: dissolvidos, coloidais e particulados, sendo as duas últimas frações formadoras dos sólidos em suspensão.

A matéria orgânica pode ser avaliada nos esgotos sanitários por meio de ensaios de: DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio, que é uma medida indireta de matéria orgânica, que avalia em condições normais a matéria orgânica biodegradável nas formas solúveis e coloidais; DQO – Demanda Química de Oxigênio, que é uma medida indireta de matéria orgânica, que avalia praticamente as formas biodegradáveis ou não-biodegradáveis, solúveis e em suspensão (coloidais e sedimentáveis); normalmente nos esgotos sanitários os valores de DQO para uma mesma amostra são sempre maiores que a DBO.

O COT – Carbono Orgânico Total indica toda a concentração de Carbono na amostra, das substâncias solúveis e insolúveis, biodegradáveis e não biodegradáveis; é uma medida direta da matéria orgânica, mesmo que só indique o Carbono; é um parâmetro importante para efluentes a serem utilizados em reuso de água.

2.3 Processos Metabólicos no Ambiente Anaeróbio

A forma pela qual o projetista de uma estação de tratamento de esgoto sanitário intervém em um processo de natureza biológica, consiste no conhecimento das ações dos micro-organismos em processarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em:

- lodo biológico;
- líquido que seria o próprio esgoto tratado; e
- gases, na forma de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e outros.

Ao contrário das águas naturais onde o agente oxidante mais importante é o oxigênio molecular dissolvido, em ambientes anaeróbios ocorrem processos metabólicos de fermentação e respiração que vão importar na degradação da matéria orgânica pelos microrganismos. Para que estes processos biológicos sejam produtivos é imperativo que o meio biótico ofereça as condições requeridas por esses micro-organismos para que ocorram as reações que permitam converter o máximo possível da matéria orgânica em suspensão.

Foram identificadas mais de 130 espécies diferentes de micro-organismos em um biodigestor anaeróbio (SOUBES, 1994) com a presença de bactérias, protozoários e fungos.

O material orgânico requerido pelas bactérias heterotróficas é variável. Algumas se satisfazem com uma dieta constituída apenas de glicose e substâncias nitrogenadas muito simples, enquanto outras exigem vários aminoácidos, além de gorduras, açúcares, etc. A digestão do material orgânico complexo, isto é, particulado ou com moléculas com cadeias longas (por exemplo: proteínas, carboidratos e lipídeos) é realizada inicialmente de forma extracelular (BRANCO, 1986).

Durante o processo anaeróbico, ocorrem reações de hidrólise, de oxidação e de redução. As reações de oxidação liberam energia, que é utilizada, inclusive, para as demais reações envolvidas. A **Tabela 2.3** apresenta exemplos de reação importantes do processo anaeróbio.

Tabela 2.3 Reações de Oxidação e Redução.

Oxidações	
Propionato=>Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2$
Butirato =>Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \Rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$
Etanol =>Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$
Lactato =>Acetato	$\text{CH}_3\text{CHOHCOO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$
Reduções	
Bicarbonato =>Acetato	$2\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \Rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$
Bicarbonato=>Metano	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \Rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$
Sulfato => Sulfeto	$\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \Rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$

FONTE: CHERNICHARO, 2008, p. 43.

2.4 Metabolismo Bacteriano

A digestão anaeróbia de compostos orgânicos complexos é, normalmente, considerada um processo de dois estágios: no primeiro estágio, um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas, convertem compostos orgânicos complexos, como carboidratos, proteínas e lipídios em substâncias orgânicas mais simples, principalmente, ácidos voláteis; no segundo estágio, ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, o metano e o gás carbônico, por um grupo especial de bactérias, denominadas metanogênicas, as quais são estritamente anaeróbias. As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acidogênicas, configurando, portanto, uma simbiose. Uma vez que as bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da degradação do resíduo, a sua baixa taxa de crescimento, normalmente, representa o fator limitante no processo de digestão como um todo (CHERNICHARO, 2008).

Os processos metabólicos ocorrem em etapas sequências: a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese, a metanogênese, e ainda, podendo ocorrer a sulfetogênese.

São processados pela ação de microrganismos que se dividem em três grupos principais definidos como: bactérias fermentativas, bactérias sintróficas e arqueas metanogênicas.

Estes três grupos principais serão responsáveis pelas diversas etapas do processo biológico.

2.5 Rotas Básicas do Processo Biológico

O Diagrama Esquemático do Fluxo de Carbono no Processo de Digestão Anaeróbia (METCALF & EDDY, 2003), apresentado na **Figura 2.1**, indica que as etapas básicas do processo biológico podem ser observadas segundo duas fases: acidogênica e metanogênica. Contudo, diversas rotas metabólicas podem ocorrer com diversos grupos microbianos agindo (CHERNICHARO, 2008).

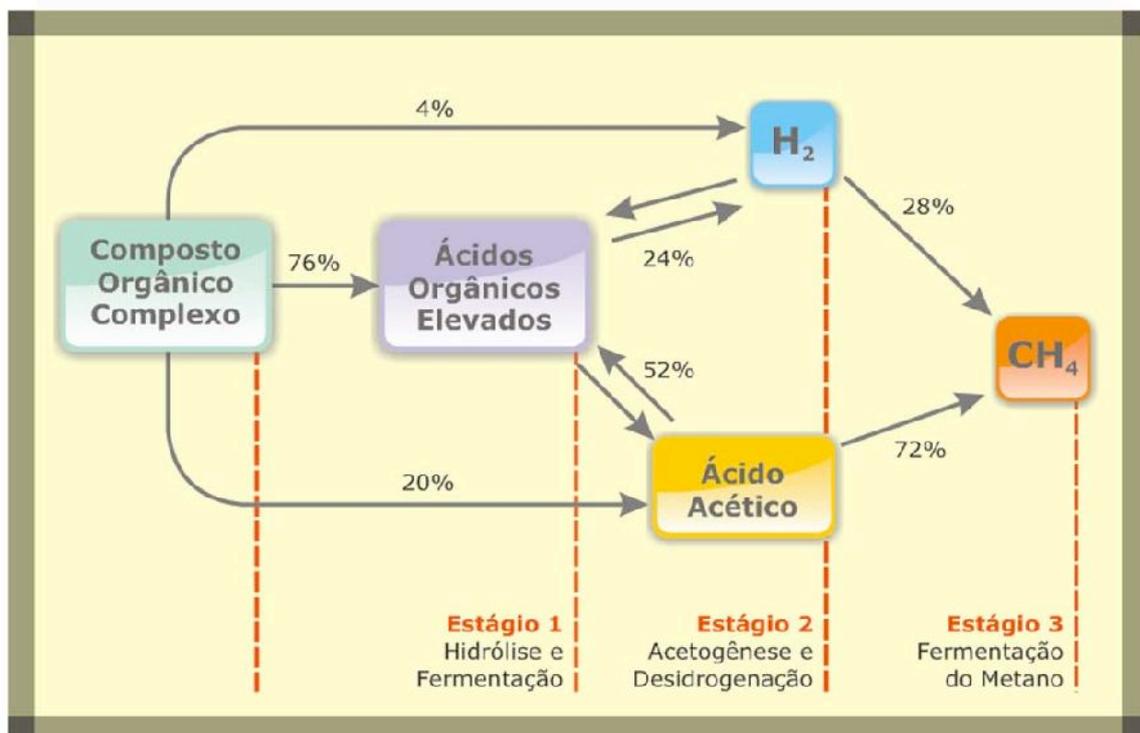


Figura 2.1 Diagrama esquemático do fluxo de carbono no processo de digestão anaeróbia (adaptado de METCALF & EDDY, 2003, p. 631).

➤ Hidrólise e Acidogênese

As bactérias fermentativas acidogênicas convertem, por hidrólise e fermentação, os compostos orgânicos complexos, como carboidratos, proteínas e lipídios, em outros compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos voláteis com três ou mais átomos de carbono na molécula, como: açúcares, aminoácidos, peptídeos e outros; por enzimas extracelulares (exoenzimas) produzidas por bactérias fermentativas hidrolíticas (WEBER, 2006).

As bactérias são responsáveis tanto pela etapa da hidrólise quanto da acidogênese. Estas bactérias podem ser anaeróbias obrigatórias ou anaeróbias facultativas e são comumente denominadas de bactérias acidogênicas. Os gêneros desses tipos de bactérias encontrados são o *Clostridium*, o *Peptococcus*, o *Bifidobacterium*, o *Desulphovibrio*, o *Corynebacterium*, o *Lactobacillus*, o *Actinomyces*, o *Staphylococcus* e a *Escherichia* (METCALF & EDDY, 2003).

Vários fatores podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado (CHERNICHARO, 2008 citando LETTINGA *et al.*, 1996):

- Temperatura operacional do reator;
- Tempo de residência do substrato no reator;
- Composição do substrato (ex.: teores de lignina, carboidrato, proteína e gorduras);
- Tamanho das partículas;
- pH do meio;
- Concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$;
- Concentração de produtos de hidrólise (ex.: ácidos graxos voláteis).

Os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos 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 os principais produtos dos organismos fermentativos, estes são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas (CHERNICHARO, 2008).

➤ **Alcalinidade e Ácidos Voláteis**

Pelo menos três diferentes grupos metabólicos de microrganismos estão envolvidos na digestão anaeróbia: o das bactérias fermentativas, o das acetogênicas e o das metanogênicas. Este último grupo é considerado o mais sensível das populações bacterianas atuantes, podendo ser um grupo limitante do processo (PENNA, 1994).

A alcalinidade e os ácidos voláteis são derivativos da decomposição da matéria orgânica durante o processo de digestão, conforme apresentado na **Figura 2.2** - Fluxo de Energia no Processo de Digestão Anaeróbia (METCALF & EDDY, 2003).

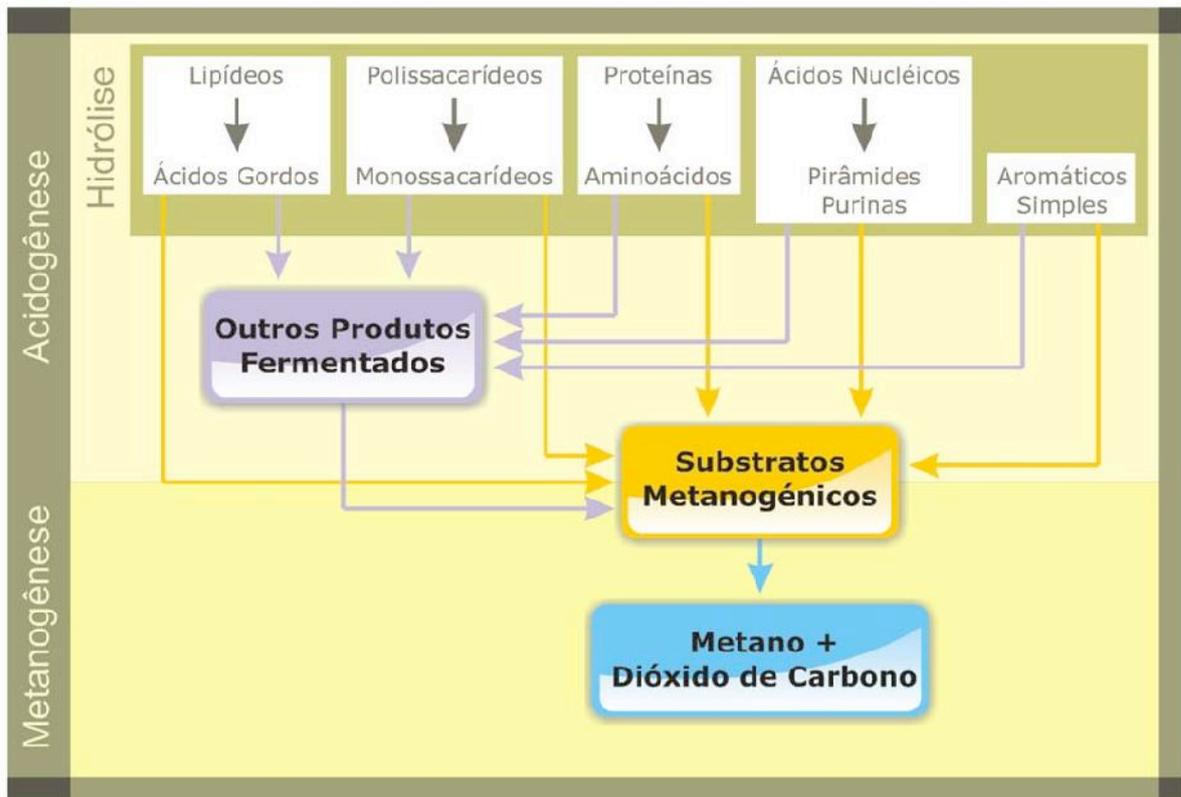


Figura 2.2 Fluxo de energia no processo de digestão anaeróbia (adaptado de METCALF & EDDY, 2003, p. 631).

A necessidade mínima aceitável de alcalinidade depende da concentração do esgoto, fator determinante do potencial de geração de ácidos no sistema (CHERNICHARO, 2008).

➤ **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 (CHERNICHARO, 2008).

A ação de oxidação de compostos orgânicos das bactérias sintróficas acetogênicas, produtoras de hidrogênio, pode converter ácidos orgânicos superiores ao ácido acético como, por exemplo: o butirato, o propionato, e ainda compostos neutros superiores ao metanol (propanol, metanol, e outros), nos produtos de hidrogênio, acetato e dióxido de carbono (SOUBES, 1994). A **Tabela 2.4** – Reações Acetogênicas, indica na coluna referência, que as reações (a), (b), (c), e (d), representam as reações que produzem gás hidrogênio, enquanto que na reação (e) ocorre o seu consumo.

Tabela 2.4 Reações Acetogênicas.

Reação	Referência
$\text{Etanol} + \text{H}_2\text{O} = \text{Acetato}^- + 2\text{H}_2 + \text{H}^+$	(a)
$\text{Butirato}^- + 2\text{H}_2\text{O} = 2\text{Acetato}^- + 2\text{H}_2 + \text{H}^+$	(b)
$\text{Propionato} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Acetato}^- + \text{HCO}_3 + 3\text{H}_2 + \text{H}^+$	(c)
$\text{Etanol} + 2\text{HCO}_3 + \text{H}_2\text{O} = \text{Acetato}^- + \text{Formiato}^- + 2\text{H}_2 + \text{H}^+$	(d)
$\text{H}_2 + 2\text{CO}_2 = \text{Acetato}^- + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$	(e)

Fonte: SOUBES, 1994.

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. Há, porém duas maneiras pelas quais o hidrogênio é consumido no meio (CHERNICHARO, 2008):

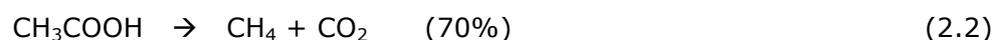
- I. Através das bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano;
- II. Por meio da formação de ácidos orgânicos, tais como propiônico e butírico, ácidos estes formados pela reação do hidrogênio com dióxido de carbono, com formação do ácido acético.

➤ **Metanogênese**

A conversão do acetato e do hidrogênio produzidos nas etapas de Acidogênese e Acetogênese, em metano e dióxido de carbono, é efetuada por um grupo de microrganismos diferenciado dos grupos bacterianos, chamados de Arqueas metanogênicas. Estas Arqueas podem executar suas funções primordiais no processo anaeróbio por duas vias (VON SPERLING, 1996). A primeira via consiste na produção de metano (CH₄) e de gás carbônico (CO₂) a partir de ácido acético; esta primeira via é conhecida como *metanogênese hidrogenotrófica* e responde por 30% da produção de metano. Nela predominam os gêneros *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*. A *metanogênese hidrogenotrófica* (redução de CO₂) pode ser representada pela reação:



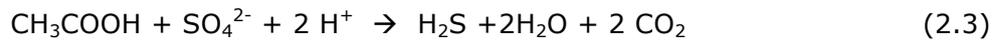
A segunda via, responsável por 60 a 70% da produção de CH₄, utiliza o gás carbônico como fonte de carbono e o hidrogênio como fonte de energia, sendo o grupo microbiano envolvido composto pelas metanogênicas acetoclásticas ou acetotróficas. Os gêneros predominantes são: *Methanosarcina* e *Methanosaeta*. Esta via é conhecida como *metanogênese acetotrófica* (fermentação do ácido acético), sendo representada pela equação:



Abreu, Silva e Chernicharo (2007), encontraram arqueas acetoclásticas compreendendo 63 a 82% da comunidade metanogênica em um reator UASB; o segundo grupo mais detectado foi o de arqueas hidrogenotróficas.

➤ **Sulfetogênese**

A existência de sulfato, sulfito e outros sulfurados, em uma água residuária, irá permitir que bactérias sulforedutoras possam utilizar os substratos disponíveis, trazendo como produto final o sulfeto de hidrogênio (CORD-RUWISCH; KLEINITZ; WIDDEL, 1987). Este tipo de bactéria utiliza uma grande parte do substrato, possuindo grande diversidade e sendo capaz de competir com as bactérias fermentativas.



A eficiência na redução da DQO da fase líquida é melhor na Sulfetogênese do que na Metanogênese, contudo tem o conteúdo negativo da produção de gás sulfídrico, podendo resultar em problemas de emissão de maus odores, corrosão e toxicidade do meio, além de não produzir o metano (CHERNICHARO, 2008).

2.6 Parâmetros Biocinéticos

A digestão anaeróbia é fruto de um controle adequado das condições ambientais, face a ocorrência de interatividade entre os microrganismos fermentativos e metanogênicos, sendo estes últimos os mais vulneráveis ao descontrole do processo. A temperatura é o principal fator ambiental na digestão anaeróbia. Outros fatores importantes no tratamento são o pH e a presença de macronutrientes (N e P) e micronutrientes no esgoto. Os principais parâmetros biocinéticos do controle ambiental de um reator são a seguir descritos.

- **Temperatura**

Três são as faixas de temperatura normalmente associadas ao processo anaeróbio, a faixa psicrófila com valores variando de 4 a 15°C, a faixa mesófila de 20 a 40°C e a faixa termófila entre 45 e 75°C.

O Brasil possui imensas regiões com temperaturas tropicais, na faixa mesofílica e por isto o desenvolvimento dos processos de tratamento anaeróbio é tão intenso no país. A operação de reatores anaeróbios próximos à temperatura ótima (30 a 35°C) leva as dimensões do reator consideravelmente reduzidas.

A operação de reatores anaeróbios próximos à temperatura ótima (30 a 35°C) pode levar a uma considerável redução nas dimensões do reator (CHERNICHARO, 2008).

A cinética do processo anaeróbio depende fundamentalmente da temperatura, pois é um regulador na seleção das espécies. A temperatura irá variar a fração de sólidos orgânicos presentes no processo de digestão anaeróbia durante a fase de metabolização.

Grandes variações da temperatura podem ocasionar um desequilíbrio entre as bactérias acidogênicas e as bactérias metanogênicas, afetando conseqüentemente todo o processo de desenvolvimento anaeróbio (CHERNICHARO, 2008).

A digestão Anaeróbia é dependente da temperatura, para temperaturas inferiores a 30°C, a taxa máxima de digestão decresce 11% para cada grau de redução da temperatura (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994), de modo que se pode mostrar a taxa relativa de digestão com a equação/gráfico de Arrhenius, apresentada na **Figura 2.3**.

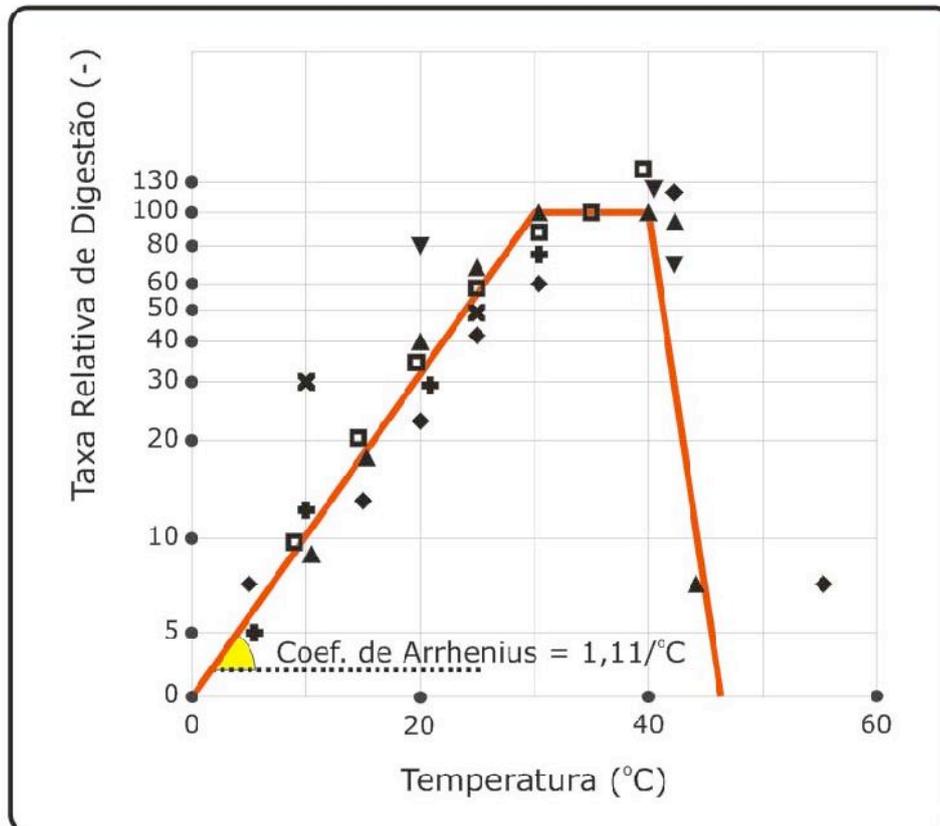


Figura 2.3 Influência da temperatura sobre a taxa de digestão anaeróbia na faixa mesofílica (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A influência da temperatura também se dá na fração dos sólidos orgânicos que pode ser metabolizada no processo. A **Figura 2.4** mostra a influência da temperatura sobre o grau e a taxa de digestão anaeróbia de lodo primário, indicando claramente que a eficiência da remoção da matéria orgânica diminui diretamente com a redução da temperatura.

A fração digerida diminui consideravelmente com a temperatura, o que pode ser atribuído a uma baixa taxa de hidrólise, fazendo com que as grandes partículas sólidas não sejam quebradas. Apesar disso, é possível que o material orgânico particulado seja incorporado à manta de lodo através da adsorção, decantação ou floculação (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

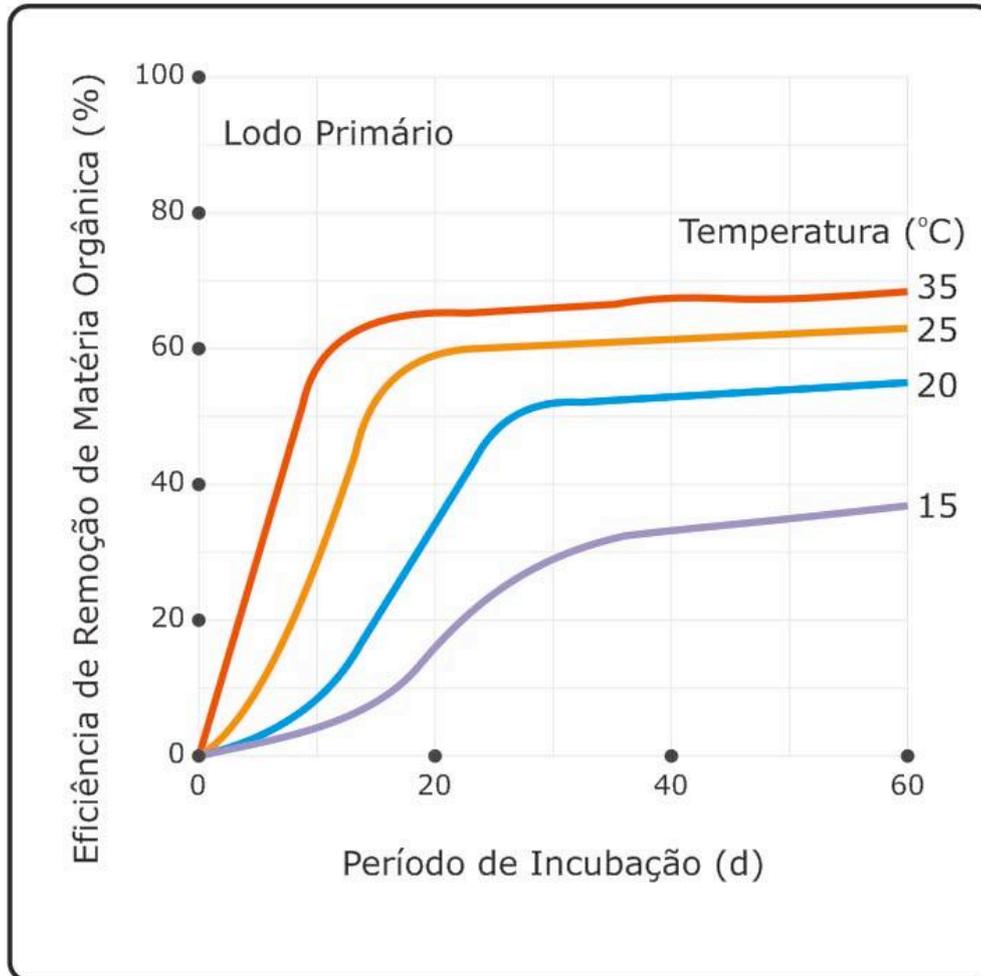


Figura 2.4 Influência da temperatura sobre o grau e a taxa de digestão anaeróbia de lodo primário (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A tolerância à temperatura varia entre as espécies de bactérias anaeróbias. Zehner (1982) citado por Bicalho (2007), agrupou dados sobre bactérias metanogênicas adaptado a cada temperatura, quantificando relativamente os valores de produção de metano encontrado para cada cultura. A **Figura 2.5** – Efeitos da temperatura na atividade relativa de produção de metano em bactérias metanogênicas, apresenta os dados agrupados citados para as bactérias metanogênicas: *Methanobacterium thermoautotrophicum*, *Methanobrevibacter arboriphilus*, *Methanotrix soehngenii*, *Methanosarcina sp*, *Methanococcus mazei*.

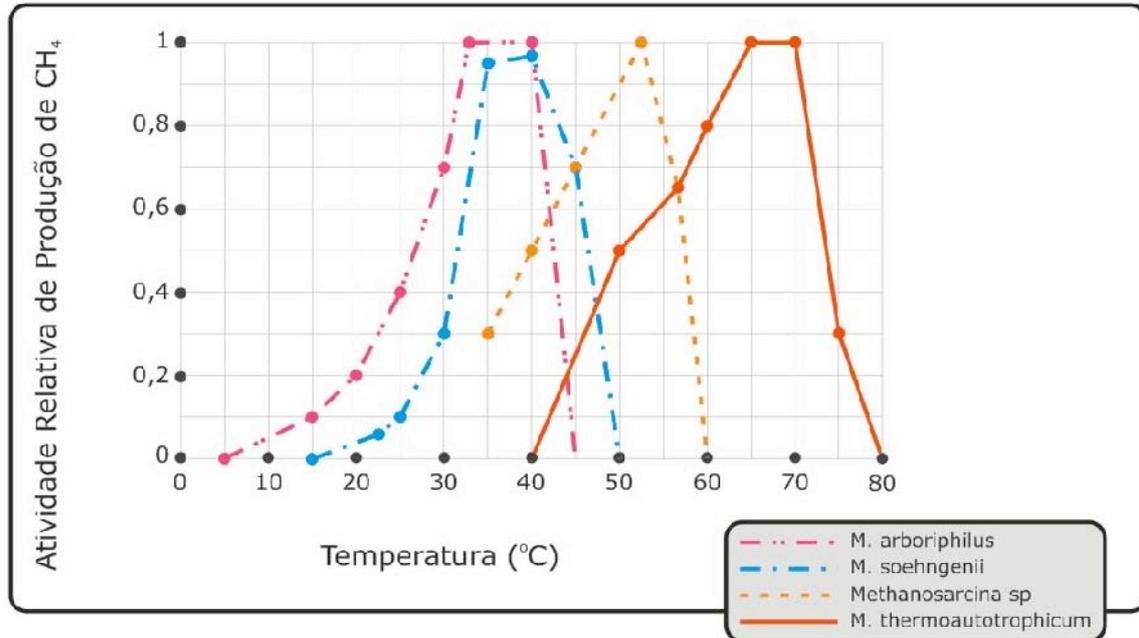


Figura 2.5 – Efeitos da temperatura na atividade relativa de produção de metano em bactérias metanogênicas (BICALHO, 2007).

- **pH**

O pH é o parâmetro utilizado para avaliar as condições de acidez e basicidade.

A alcalinidade e os ácidos voláteis têm uma intensa interação, estabelecida na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos gerados na digestão anaeróbia e em tamponar o pH quando houver acúmulo de ácidos voláteis. Os diagramas do índice de tamponamento para a concentração máxima que se pode esperar em sistemas anaeróbio de tratamento de esgotos estão apresentados na **Figura 2.6** - Índices de tamponamento como função do pH para sistemas ácido/base provavelmente presentes em sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos. O sistema carbônico (CO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻) exerce grande importância na estabilidade do pH, sendo que para valores entre 6,5 e 7,5, a alcalinidade presente se deve aos bicarbonatos (HCO₃⁻). As principais fontes de alcalinidade são as proteínas que liberam amônia e o acetato que gera bicarbonato (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

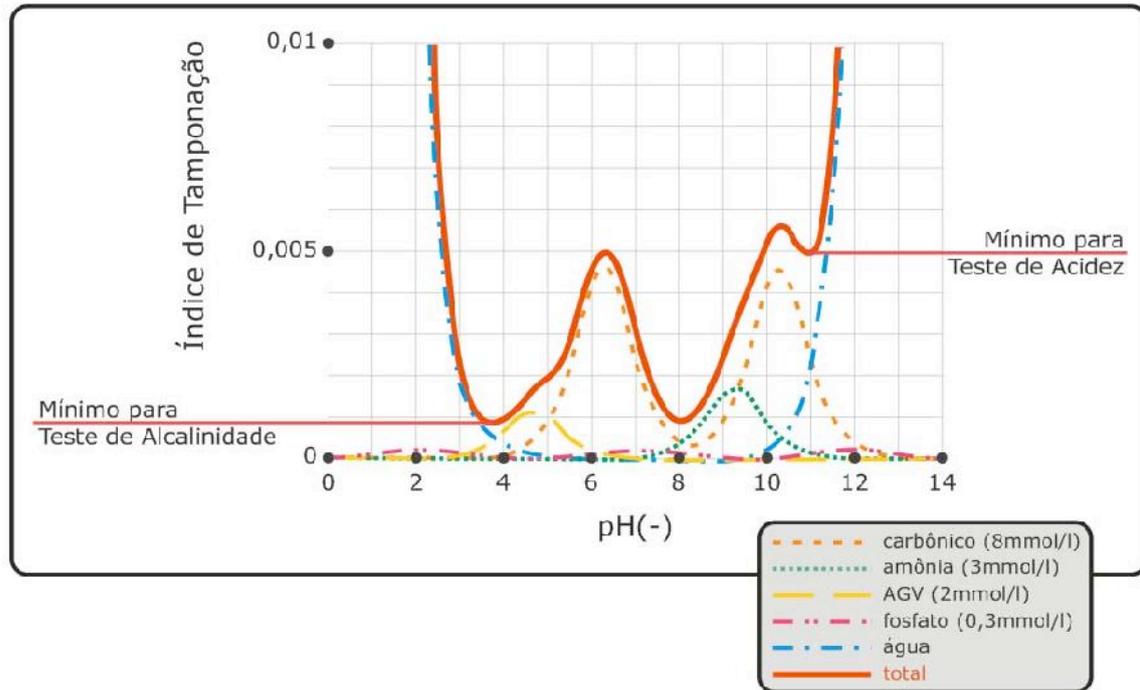


Figura 2.6 Índices de tamponamento como função do pH para sistemas ácido/base provavelmente presentes em sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos (VAN HANDEL; LETTINGA, 1994).

O valor do pH no processo influencia sob duas formas principais (CHERNICHARRO, 2008):

- *Diretamente*: Mudanças no pH ocasionam situações imediatas, através da atividade enzimática alterada em suas estruturas proteicas;
- *Indiretamente*: A alteração de valores do pH pode ocasionar o surgimento de toxidade no meio biótico inibindo o processo anaeróbio. Compostos em equilíbrio, tendem a variar suas concentrações relativas em função da variação do pH.

A maioria das bactérias desenvolvem-se melhor sempre em torno da neutralidade, entre pH nos limites de 6,5 e 7,5 (VIEIRA; SOUZA, 1981). Os valores de pH podem ser indicativos da atividade biológica. A **Figura 2.7** – Efeitos do pH na Atividade Relativa de Produção de Metano em Bactérias Metanogênicas, apresenta a faixa ótima de pH para as bactérias metanogênicas: *Methanobacterium thermoautotrophici-*

cum, *Methanobrevibacter arboriphilus*, *Methanotrix soehngeni*, *Methanosarcina sp*, *Methanococcus mazei*.

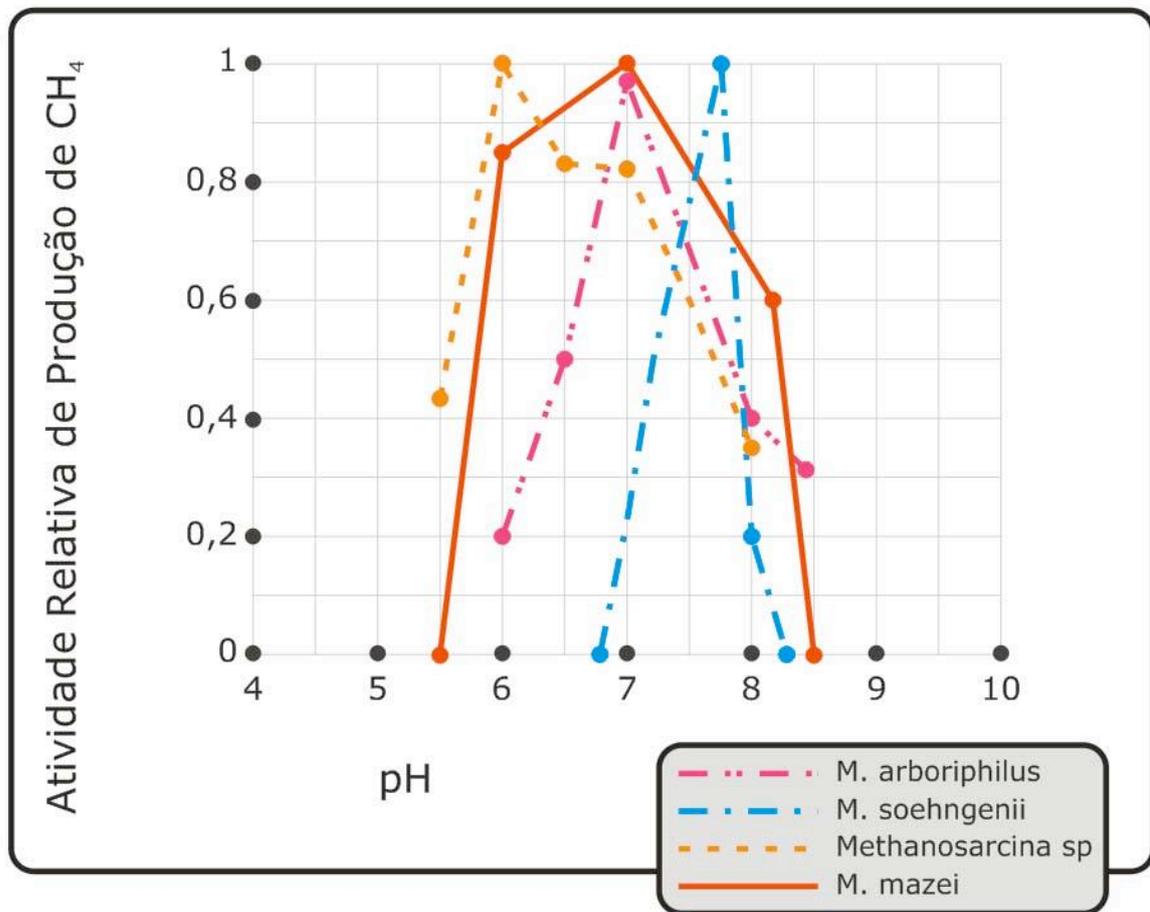


Figura 2.7 Efeitos do pH na atividade relativa de produção de metano em bactérias metanogênicas (BICALHO, 2007).

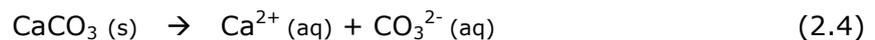
• **A Alcalinidade e o pH - Dissolução e Precipitação de Carbonato de Cálcio**

A alcalinidade e o pH influenciam o potencial para dissolução ou precipitação de carbonato de cálcio em esgoto tratado (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

O CaCO_3 produzido na anaerobiose se solubiliza parcialmente na fase líquida formando o ácido carbônico. A dissociação do ácido carbônico gera íons HCO_3^- e CO_3^{2-} e aumenta a alcalinidade.

Esse equilíbrio do ácido carbônico e os sais correspondentes é o responsável pelas características de corrosão do meio, que ocasiona a solubilidade do CaCO_3 .

O carbonato de cálcio é um mineral com baixa solubilidade como se conclui do valor da constante de solubilidade ou produto de solubilidade (K_{sp}), correspondente à reação de solubilidade seguinte (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994):



O produto de solubilidade é então dado pela expressão:

$$K_{sp} = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] \quad (2.5)$$

Se o produto iônico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ excede o valor da constante de solubilidade, então a solução é supersaturada e haverá uma tendência de precipitação de CaCO_3 . Essa precipitação continuará até que o produto iônico atinja o valor da constante de solubilidade. A solução então é saturada e, portanto termodinamicamente estável. Se o produto iônico for menor que a constante de solubilidade, a solução é sub-saturada, e cálcio e/ou carbonato podem dissolver de sólidos em contato com o conteúdo do reator. Na prática um destes sólidos poderá ser o concreto do reator de tratamento. Neste caso, haverá uma tendência para o cálcio (sempre presente em concreto) se dissolver. Isto naturalmente terá um efeito agressivo sobre a estrutura, daí que provém a denominação de 'agressivas' para águas sub-saturadas (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Dependendo das características do esgoto bruto, o efluente de um digestor anaeróbico pode ser sub-saturado (agressivo), saturado ou supersaturado.

Vários pesquisadores observaram que a taxa de precipitação de CaCO_3 em águas supersaturadas torna-se menor na medida em que o grau de supersaturação diminui. Existe um grau mínimo de supersaturação caracterizado pelo fato que a taxa de precipitação se torna tão lenta que não é mais detectável. Desse modo, uma constante aparente pode ser introduzida para soluções supersaturadas, de tal maneira que essa constante aparente indique o valor máximo do produto iônico $[\text{Ca}][\text{CO}_3^{2-}]$ que

não resulta numa taxa detectável de precipitação de CaCO_3 . Semelhantemente, há também uma constante aparente que indica o menor produto iônico que não resulta em uma taxa detectável de dissolução de CaCO_3 em águas sub-saturadas (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994):

$$K_{pp} = \{[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]\}_{\max} \quad \text{para } r_p = 0 \quad (2.6)$$

e

$$K_{pd} = \{[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]\}_{\min} \quad \text{para } r_d = 0 \quad (2.7)$$

Onde:

K_{pp} = constante aparente para precipitação de CaCO_3 ;

K_{pd} = constante aparente para dissolução de CaCO_3 ;

R_p = taxa de precipitação;

R_d = taxa de dissolução;

Soluções muito super ou sub-saturadas podem ser mantidos em um reator anaeróbio, quando fosfato está presente em concentração suficiente ($>3 \text{ mmol.l}^{-1}$). Não há dados experimentais sobre o valor de K_{pd} , nem sobre os fatores que o influenciam, muito embora tal constante seja de grande importância na prática: ela permite avaliar se existe num determinado caso de projeto, possibilidade de corrosão das estruturas em um sistema de tratamento. O perigo de dano às estruturas de digestores devido à agressividade do seu conteúdo é real e tem sido observado na prática. No caso do DAFA em Cali (Colômbia) a corrosão causou a dissolução de uma camada de 10 mm da parede do DAFA durante os primeiros 4 anos de operação (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

- **Nutrientes**

Os nutrientes estão presentes no esgoto sanitário em grande quantidade e desta forma permitem o crescimento da vida dos microrganismos necessários a cinética do processo biológico, desde que em proporções adequadas. De uma maneira geral, os esgotos sanitários possuem vários tipos de nutrientes em concentrações adequadas.

Os processos biológicos ativos no tratamento dos esgotos domésticos necessitam dos nutrientes inorgânicos, necessários ao desenvolvimento dos microrganismos, estejam presentes em quantidade suficiente. Estes nutrientes dividem-se em macronutrientes, como o Nitrogênio, o Fósforo e o Enxofre, e os micronutrientes principais requeridos pelas bactérias são: o Ferro, o Níquel, Cobalto e o Molibdênio, necessários em pequenas quantidades (CHERNICHARO, 2008).

O Nitrogênio, na forma de amônia e a parcela de nitrogênio orgânico, provenientes da degradação biológica, redundam nas principais fontes de Nitrogênio utilizadas pelos microrganismos, já que na forma de Nitrito e Nitrato, são reduzidos a Nitrogênio gás, não sendo portanto disponível para o desenvolvimento bacteriano (CHERNICHARO, 2008).

O Fósforo na forma inorgânica (ortofosfato) pode ser utilizado pelas células em desenvolvimento.

Para esgotos domésticos, a relação DQO:N:P de 1000:5:1 é indicada para degradação de ácidos graxos voláteis (biomassa com baixa produção celular, $Y \sim 0,05$ gSSV/gDQO) e, 350:5:1 no caso de degradação de carboidratos (biomassa com alta produção celular, $Y \sim 0,15$ gSSV/gDQO) (CHERNICHARO, 2008).

2.7 Parâmetros de Controle

É conhecido que a massa de organismos requer condições favoráveis em relação a fatores ambientais e de alimento, bem como à própria geometria e características do reator. Estes fatores, aliados ao conceito de tempo de retenção de sólidos biológicos e do tempo de detenção hidráulico, são parâmetros fundamentais de controle do processo (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

O crescimento de bactérias anaeróbias está relacionado às condições do meio. Existe inclusive uma fase de adaptação às variações destas condições, o que altera o processo de crescimento. Um excesso de matéria orgânica, substrato, pode causar competitividade entre os micro-organismos presentes, refletindo em redução da reprodução ou até a morte. Uma concentração de bactérias submetidas a um meio de cultura, atravessa fases distintas (BICALHO, 2007). A **Figura 2.8** – Perfil de Crescimento Bacteriano, mostra as fases de crescimento em função de uma massa de bactérias.

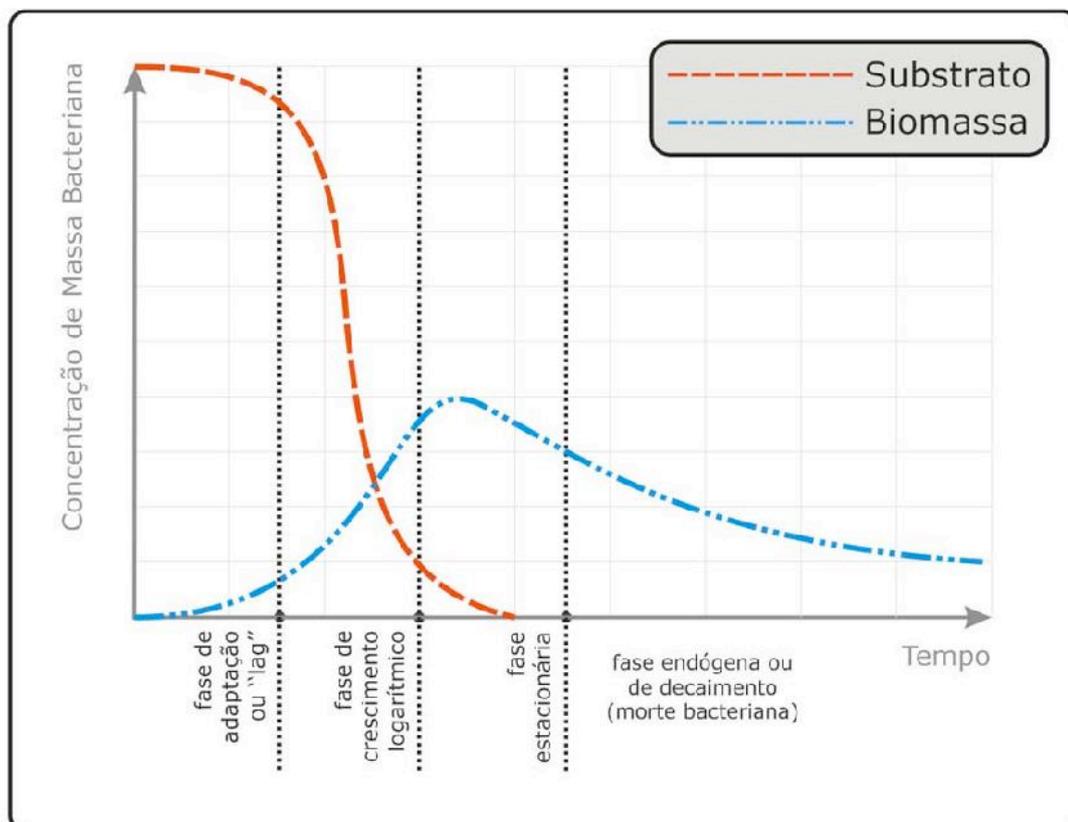


Figura 2.8 – Perfil de crescimento bacteriano (METCALF & EDDY, 2003, pág. 566).

- **A Temperatura como parâmetro de controle**

A temperatura ideal de operação de reatores anaeróbios encontra-se na faixa de 30 a 35°C, na qual o crescimento dos micro-organismos anaeróbios é considerado ótimo. Contudo, nas condições ambientais brasileiras, esta faixa de temperatura não é comum para os esgotos afluentes, ocorrendo uma faixa um pouco abaixo da ótima, no entorno de 20 a 26°C, dependendo da localidade, naturalmente. Nestas condições, um pouco abaixo da faixa considerada ótima, é necessário que a partida dos reatores UASB se faça através da inoculação de lodo anaeróbio, de preferência aclimatado ao tipo de esgoto (CHERNICHARO, 2008).

Mudanças bruscas de temperatura podem levar a um desbalanceamento entre as bactérias acidogênicas e bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 2008).

Na prática uma diminuição da temperatura provocará um aumento significativo do pH, porque a concentração de DQO digerida, provavelmente diminuirá para temperaturas mais baixas (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A medição da temperatura deverá ser diária, tanto no reator quanto no efluente.

A queda brusca da temperatura do esgoto provocará, eventualmente, a retirada do reator de operação até que ocorra a redução dos ácidos voláteis.

- **O pH como parâmetro de controle**

A taxa de metanogênese ótima ocorre quando o pH se encontra no entorno do valor neutro. Van Haandel e Lettinga (1994) indicam que valores superiores a 7,8 e inferiores a 6,3 do pH reduz a taxa metanogênica, podendo até ocorrer a instabilidade do reator caso os ácidos produzidos na fase acidogênese não forem processados na fase metanogênica.

Gás carbônico dissolvido e ácidos graxos voláteis (AGV) contribuem para a redução do pH, enquanto íons como NH_4^+ e Na^+ contribuem para o aumento do pH. Como micro-organismos diferentes atuam nas diferentes fases da digestão anaeróbia, suas necessidades em termos de pH também diferem. Por exemplo: o pH ideal na aci-

dogênese é 5,8 a 6,0. Já na metanogênese, o pH ideal é de 6,8 a 7,2. Portanto, no Reator o pH deve ser mantido na faixa de 6,6 a 7,6. Recomenda-se que a alcalinidade ideal esteja na faixa de 1000 a 5000 mg CaCO₃/l e que a concentração de AGV não ultrapasse 250 mg/l. No entanto, existem relatos de reatores operando com concentrações muito distintas e apresentando boas eficiências de remoção (CAMMAROTA, 2008).

- **A Alcalinidade e os Ácidos Voláteis como parâmetro de controle**

Operacionalmente, se a alcalinidade for gerada a partir do esgoto afluente, é desejável a manutenção de elevados níveis de alcalinidade no sistema porque elevadas concentrações de ácidos voláteis poderiam ser tamponadas sem ocasionar a queda substancial do pH (CHERNICHARO, 2008).

A capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo de digestão anaeróbia fundamenta a interação entre eles, e também em tamponar o pH na eventualidade de acumulação de ácidos voláteis (CHERNICHARO, 2008).

A capacidade máxima de produção de metano depende diretamente da concentração inicial de alimento (acetato de sódio) e de biomassa, concluindo que estes dois parâmetros estão inter-relacionados e exercem forte influência sobre a Atividade Metanogênica Específica (SILVA, 2003).

- **Os Nutrientes como parâmetro de controle**

Para o crescimento microbiano, o nitrogênio é o nutriente mais requerido. A concentração de fósforo é cerca de 1/5 a 1/7 do valor estabelecido para o nitrogênio.

Lettinga *et al.* (1994) citado por Chernicharo (2008) indicam para esgotos domésticos, assumindo-se que os nutrientes estejam numa forma disponível para as bactérias, as seguintes relações:

(a) **DQO:N:P de 1000:5:1 e C:N:P de 330:5:1**, são indicadas para biomassa com baixo coeficiente de produção celular ($Y \sim 0,05$ gSSV/gDQO), como por exemplo, a degradação de ácidos graxos voláteis.

(b) **DQO:N:P de 350:5:1 e C:N:P de 130:5:1**, no caso de biomassa com alta produção celular ($Y \sim 0,15$ gSSV/gDQO), como por exemplo a degradação de carboidratos.

As necessidades do macronutriente Enxofre é da mesma ordem do fósforo, ou seja de 1/5 a 1/7 daquela estabelecida pelo Nitrogênio.

Os micronutrientes principais requeridos pelas bactérias são o Ferro, o Níquel, Cobalto e o Molibdênio, para que possam gerar o metano a partir do acetato.

CAPÍTULO 3

ARQUITETURA, PRINCÍPIOS DO PROCESSO E CONFIGURAÇÕES TÍPICAS DOS REATORES UASB

ARQUITETURA, PRINCÍPIOS DO PROCESSO E CONFIGURAÇÕES TÍPICAS DOS REATORES UASB

3.1 Arquitetura Básica dos Sistemas de Tratamento Anaeróbio

A forma do processo de tratamento adotado no sistema anaeróbio sempre dependerá da atividade microbiana das biomassas existentes e assim diversos tipos de sistemas de tratamento anaeróbio dos esgotos são possíveis.

Na década de 90 o uso de processos de tratamento avançado em meio anaeróbio era visto com certo ceticismo pela comunidade técnica, reduzindo a aplicação dos processos anaeróbios a unidades mais simples, como fossas sépticas, lagoas anaeróbias e elementos específicos destinados ao tratamento da fase sólida das estações de tratamento de esgotos como, por exemplo, os digestores.

O papel desempenhado pelos micro-organismos, no tratamento de efluentes, depende do processo a ser utilizado. Nos sistemas anaeróbios de tratamento, as condições são favoráveis ou mesmo exclusivas ao desenvolvimento de micro-organismos adaptados funcionalmente à ausência de oxigênio. Destacam-se, neste caso, as bactérias denominadas acidogênicas e metanogênicas (VON SPERLING, 1996).

Há de se concordar que a reduzida taxa de crescimento das bactérias metanogênicas realmente conduz a um difícil controle do processo, principalmente quando ocorrem sensíveis variações nas suas condições ambientais.

O desenvolvimento de pesquisas nas técnicas de controle em reter grande quantidade de biomassa no reator e com a aplicação de baixos tempos de detenção redundam em reatores com dimensões menores que os digestores tradicionais, atuando com o mesmo desempenho. Estes sistemas são conhecidos como de "Alta Taxa". No Brasil, devido ao Programa do PROSAB, foram desenvolvidos com muito sucesso, os estudos relativos ao sistema de "Alta Taxa".

A seguir, visando caracterizar os sistemas de tratamento na atualidade, são apresentados os sistemas anaeróbios convencionais e os de alta taxa.

3.1.1 Sistemas Anaeróbios Convencionais

Os sistemas anaeróbios convencionais dividem-se em três tipos bastante conhecidos e utilizados nos processos de tratamento dos esgotos sanitários: os digestores de lodo, os tanques sépticos e as lagoas anaeróbias.

Os digestores de lodo são utilizados como unidades de estabilização dos materiais provenientes da fase sólida das estações de tratamento, sendo a hidrólise o fator limitante do processo.

A hidrólise é afetada, principalmente, pela temperatura e pelo tempo de residência. Como estas unidades não são providas de condições de reter a biomassa no sistema, os tempos de detenção são grandes, assim como as dimensões das unidades de digestão.

Os digestores anaeróbios de lodo são aplicados em estações de tratamento de esgoto e destinam-se, especialmente, a estabilizar o material proveniente da fase sólida do processo de tratamento.

Os tanques sépticos são utilizados em todo o mundo em locais onde a densidade demográfica é de pequeno valor, passando a ser nestes casos uma alternativa de tratamento bastante apropriada. Seu funcionamento é simples e se compõe das seguintes fases: inicialmente os sólidos sedimentáveis vão ao fundo criando uma camada de lodo; os materiais flutuantes, como óleos e graxas, vão formar uma camada de espuma na parte superior do tanque. Os tanques são providos de septos que bloqueiam a camada de espuma entre eles. O esgoto afluyente sem sedimentos e material flutuante percorre um caminho entre as duas camadas para a saída final do tanque. O material do fundo sofre um processo facultativo e anaeróbio, criando um lodo digerido ao fundo.

Por último, temos as Lagoas Anaeróbias que são caracterizadas como reatores de baixa carga orgânica volumétrica, com processo bastante semelhante aos Tanques Sépticos, contudo com intervalos de limpeza bastante extensos, ao redor de dez anos (VON SPERLING, 1996).

3.1.2 Sistemas de Alta Taxa

Os sistemas de alta taxa se caracterizam pela capacidade em reter grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica. Dessa forma, consegue-se manter um elevado tempo de detenção celular, mesmo com a aplicação de elevadas cargas hidráulicas no sistema. O resultado é a obtenção de reatores compactos, com volumes bastante inferiores aos digestores anaeróbios convencionais, mantendo-se, no entanto, o elevado grau de estabilização da matéria orgânica (METCALF & EDDY, 1991; CHERNICHARO, 2008).

Para melhorar o contato entre o afluente e o lodo no sistema, aplica-se em geral, sistemas onde a alimentação passa em direção ascensional em vez do escoamento horizontal dos sistemas clássicos (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Os sistemas de alta taxa podem ser com dois tipos de crescimento da biomassa: aderido ou crescimento disperso.

No crescimento aderido, é necessário a um meio de suporte e a biomassa cresce aderida, criando um biofilme. No caso do UASB o sistema de suporte para aderência é constituído pela própria biomassa aglomerada.

No crescimento disperso, existe um crescimento da biomassa de forma dispersa no meio líquido, sem que ocorra uma situação estruturada de suporte da biomassa.

A **Figura 3.1** apresenta um resumo dos tipos de sistemas utilizados com crescimento aderido ou disperso da biomassa.

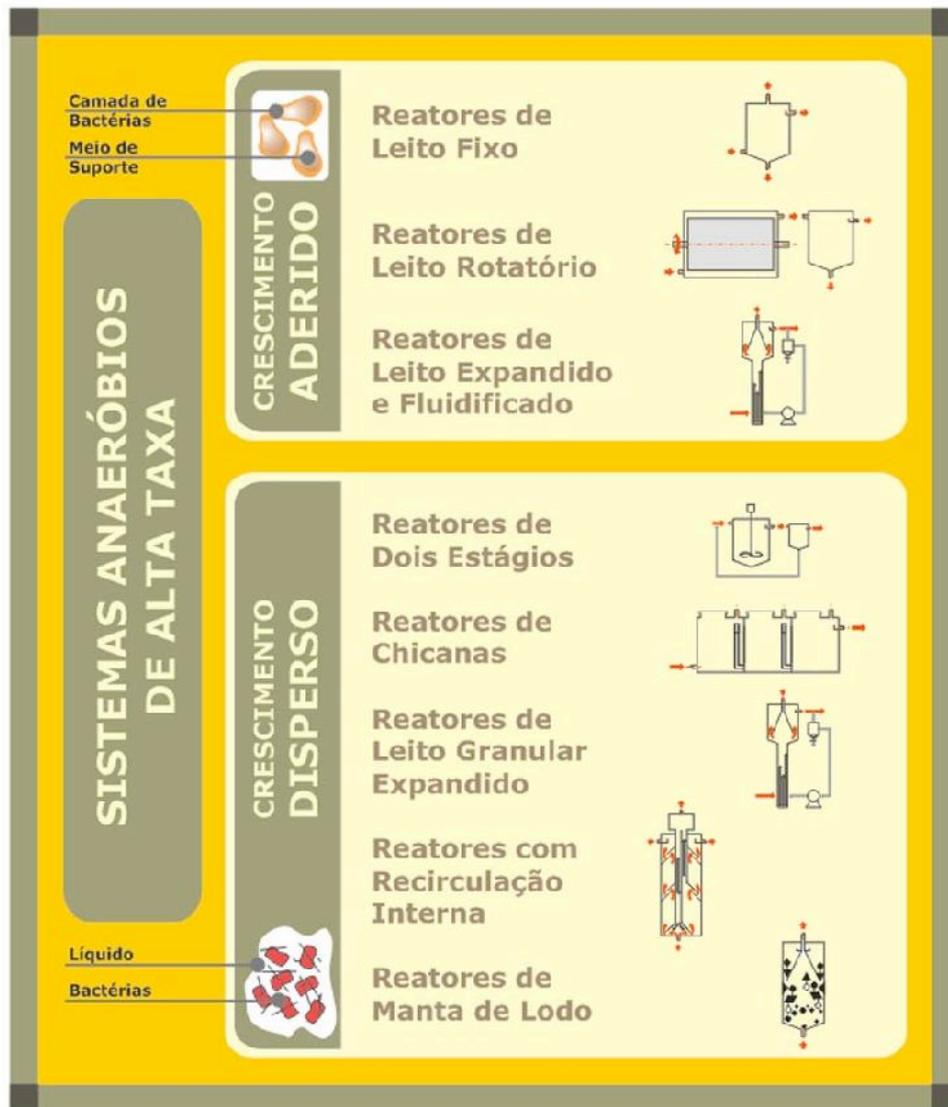


Figura 3.1 – Tipos de sistemas anaeróbios de alta taxa.

3.1.2.1 Sistemas de Alta Taxa com Crescimento Aderido

De acordo com Von Sperling (1998), a biomassa cresce aderida a um meio de suporte, formando um biofilme. O meio de suporte pode estar imerso no meio líquido ou receber descargas contínuas ou intermitentes de líquido. A matriz do meio de suporte pode ser um material sólido natural (pedras, areia, solo) ou artificial (plástico) ou constituído pela própria biomassa aglomerada (grânulo).

Exemplos de sistemas de alta taxa com crescimento aderido são: reatores de leito fixo, reatores de leito expandido e fluidificado, e reatores de leito rotatório.

(a) Os Reatores de Leito Fixo:

Os Reatores Anaeróbios de Leito Fixo são apresentados esquematicamente na **Figura 3.2**, sendo os mais conhecidos os Filtros Anaeróbios, os quais possuem um meio de suporte onde os sólidos se aderem criando uma massa de micro-organismos que degrada o material orgânico existente no esgoto sanitário afluente. Esta massa eventualmente se solta, contudo o tempo de residência no reator é superior a vinte dias (CHERNICHARO, 2008).

Na atualidade, com o melhor conhecimento do funcionamento microbiológico e bioquímico, pode-se afirmar que as características mais importantes de um tratamento biológico são o tempo de residência de sólidos e as concentrações de micro-organismos presentes (MORAIS, 2003).

Os elevados tempos de residência de sólidos nos reatores e, ainda, a ocorrência de baixos tempos de detenção hidráulica, indicam o filtro anaeróbio para a aplicabilidade em tratamentos de águas residuárias (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

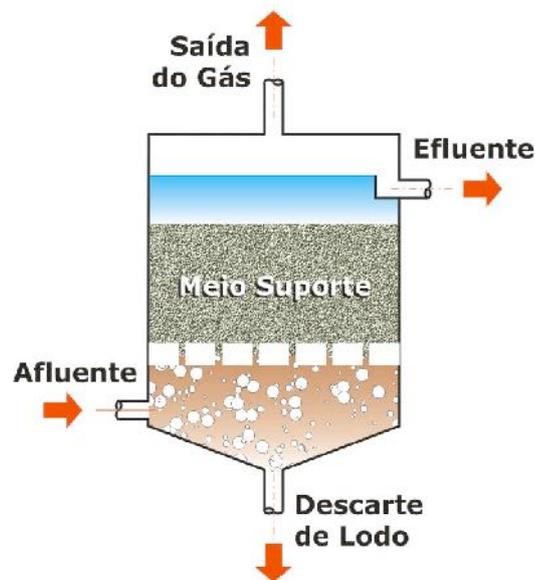


Figura 3.2 – Reatores de leito fixo (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

(b) Os Reatores de Leito Expandido e Fluidificado:

Os problemas traduzidos como limitação de difusão de substrato, verificados nos processos de leito estacionário, foram quase que suprimidos com o desenvolvimento de processos anaeróbios de leito expandido e fluidificado, cuja forma diagramada é apresentada na **Figura 3.3**, a seguir. Nesses processos, a biomassa se desenvolve em filmes de fina espessura que são juntados a partículas de tamanho bastante reduzido, ao contrário dos processos de leito estacionário, onde ocorre um biofilme e meio de suporte de dimensões superiores.

Os problemas de entupimento são drasticamente reduzidos ou mesmo eliminados com a expansão e fluidificação do meio, ocorrendo o aumento substancial da retenção da biomassa e o seu contato com o substrato, o que incorre nos reatores, a diminuição do tempo de detenção hidráulica.

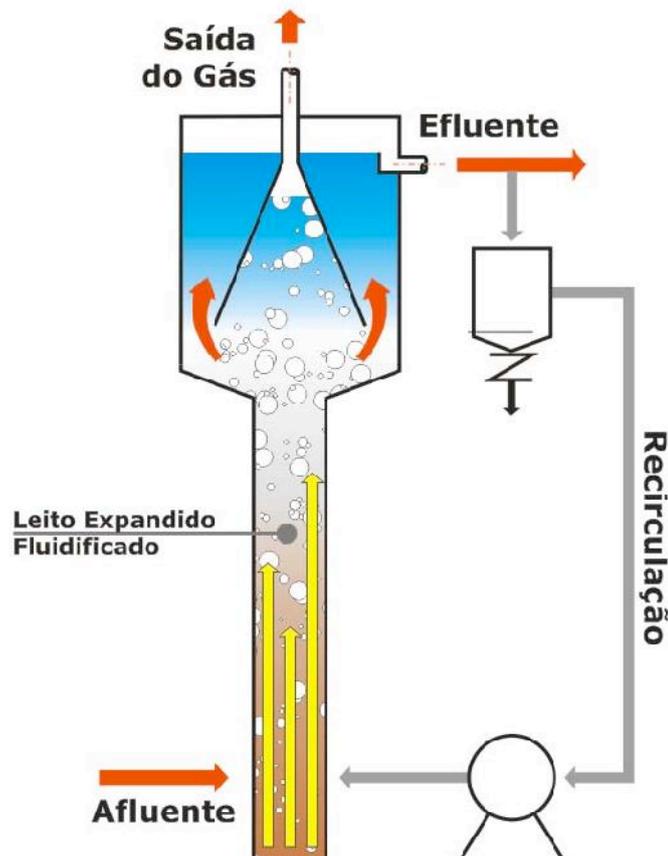


Figura 3.3 - Reatores de leito expandido e fluidificado (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

(c) Os Reatores de Leito Rotatório:

Os reatores rotatórios, apresentados esquematicamente na **Figura 3.4**, têm documentação datada de 1928 e são conhecidos, também, como reatores de biodisco aeróbio. No entanto, sua relevância e aplicabilidade em tratamento de esgotos receberam destaque depois do advento dos materiais plásticos, em função dos fatores relacionados à rigidez, leveza e economia. Neles, um filme biológico é criado através da aderência dos micro-organismos. Uma forma sequencial de discos forma o meio suporte que é parcial ou totalmente submerso, com rotação lenta em torno de um eixo horizontal em um tanque, onde fluem os efluentes sanitários.

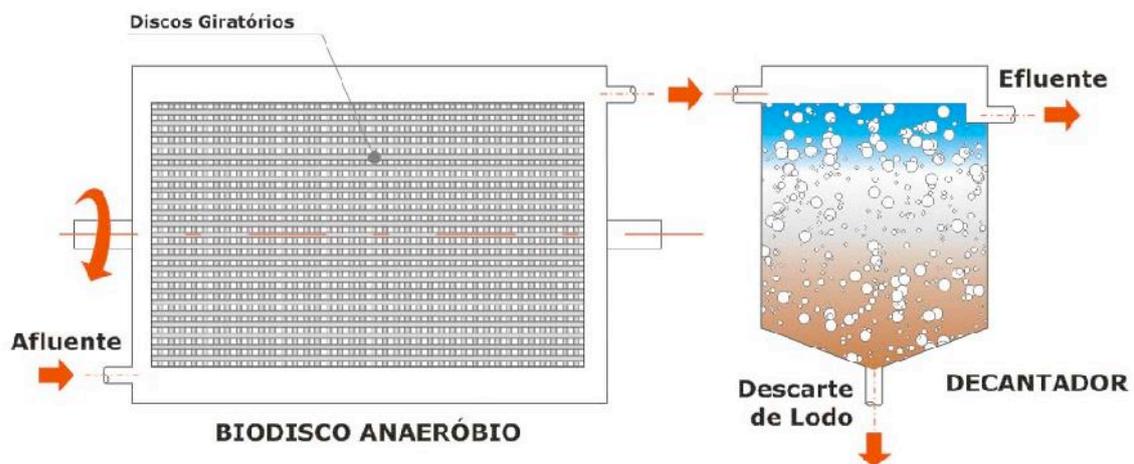


Figura 3.4 - Reatores de leito rotatório (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

O biodisco anaeróbio é datado de 1980, tendo o seu conceito semelhança com o do biodisco aeróbio, com exceção do tanque que, por ser coberto, dificulta o contato com o ar. A sua submersão difere por ser mais profunda do que a dos sistemas aeróbios, considerando a não obrigatoriedade de transferência de oxigênio.

Em função de a relação qc/q (tempo de retenção de sólidos/tempo de detenção hidráulica) ser elevada, este tipo de sistema impossibilita a ocorrência de entupimentos, considerando que a velocidade rotacional deve promover uma força de cisalhamento entre os discos capaz de remover o excesso de biomassa retida.

3.1.2.2 Sistemas de Alta Taxa com Crescimento Disperso

Chernicharo (2008), afirma que a eficiência do sistema com crescimento bacteriano disperso depende em grande parte, da capacidade da biomassa em formar flocos e sedimentar. Destacam-se no processo de crescimento bacteriano disperso os reatores de dois estágios, os reatores de chicanas, os reatores de leito granular expandido, os reatores com recirculação interna e os reatores de manta de lodo.

(a) Reatores de Dois Estágios:

Estes reatores (referidos em inglês como *anaerobic contact process*) tiveram o seu direcionamento, na década de 50, para o tratamento de efluentes industriais concentrados. O sistema se apresenta com um reator anaeróbio (tanque de mistura completa) somado a um dispositivo de segregação e retorno de sólidos (ver **Figura 3.5** – Reatores de Dois Estágios). Por conceito, existe similaridade do sistema ao aeróbio de lodos ativados. Em suma, o cerne deste processo é que a biomassa floculada no reator, agregada aos sólidos afluentes não digeridos, tenha retenção em um dispositivo de segregação de sólidos para ser reencaminhada ao reator de primeiro estágio, onde receberá o esgoto afluente para mistura.



Figura 3.5 – Reatores de dois estágios (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

Nesse processo, pela existência de partículas produtoras de gases, que têm fluxo ascendente, constata-se como problema operacional a separação, a concentração e a sedimentação dos sólidos dos efluentes sanitários.

(b) Reatores de Chicanas:

Os reatores de chicanas são análogos aos tanques sépticos de múltiplas câmaras em série, apresentando vantagens no que tange à alimentação de suas câmaras. Para tanto, são dotados de chicanas verticais que promovem um movimento ascensional e descensional que garante um melhor contato do afluente com a biomassa existente no fundo dos tanques (CHERNICHARO, 2008). A **Figura 3.6** – Reatores de Chicanas, apresentada a seguir, mostra o esquema de funcionamento do reator.

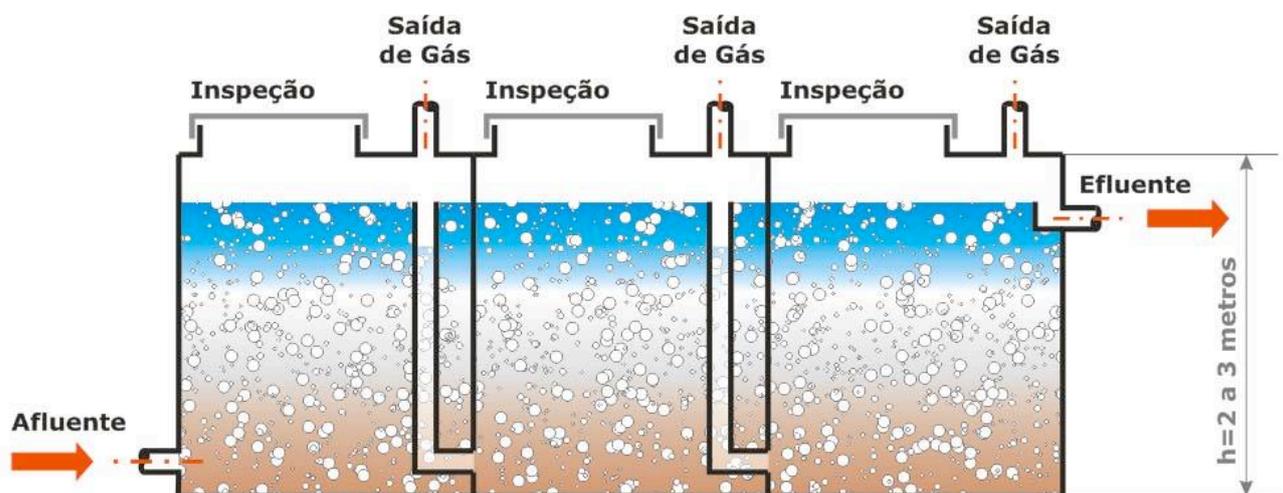


Figura 3.6 - Reatores de chicanas (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

A Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo (USP) em São Carlos vem realizando há alguns anos, em sua unidade piloto, os principais estudos e pesquisas já desenvolvidos para este tipo de tratamento. Em escala real, através de um projeto da Secretaria Executiva do Consórcio das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, foi construído o primeiro sistema.

(c) Reatores de Leito Granular Expandido:

Neste reator ocorre preferencialmente a retenção de lodo do tipo granular que, em virtude da aplicabilidade de altas taxas hidráulicas, tem mantida a expansão do seu leito. Esta expansão, que garante a mistura hidráulica constante, é responsável pelo contato biomassa-esgoto, como pode ser observado na **Figura 3.7**, apresentada a seguir. As elevadas taxas de recirculação dos efluentes associadas à relação altura/diâmetro correspondente normalmente a 20 (vinte) vezes ou mais, garantem as velocidades ascensionais do líquido na ordem de 5 m/h a 10 m/h, o que não ocorre nos reatores tipo UASB, que em função das velocidades ascensionais mais baixas, variando de 0,50 m/h a 1,50 m/h, ocasionando o leito de lodo praticamente estagnado (CHERNICHARO, 2008).

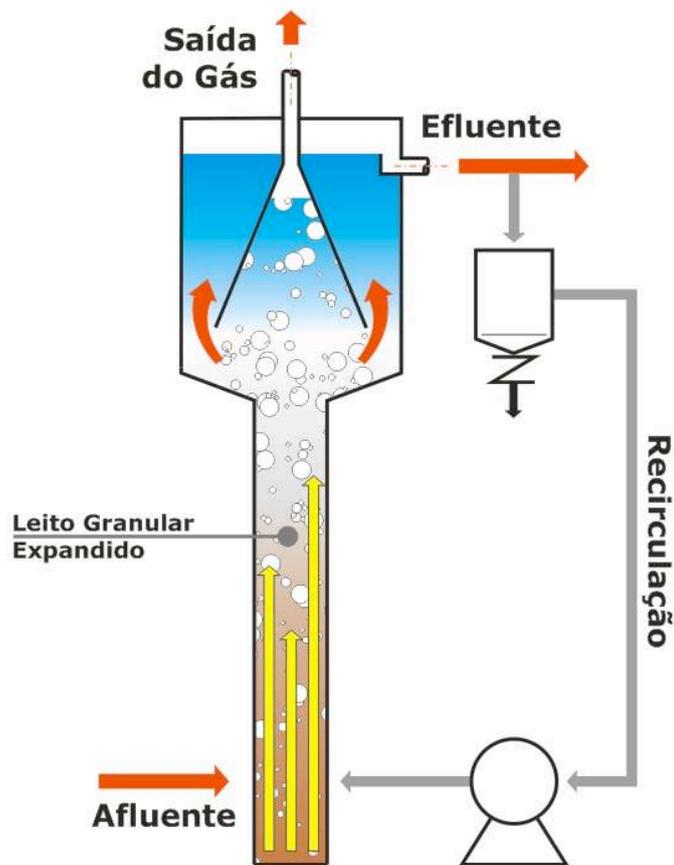


Figura 3.7 - Reatores de leito granular expandido (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

Com as características apresentadas, esse tipo de reator é indicado para o tratamento de efluentes solúveis, haja vista que as altas velocidades ascensionais não permitem a remoção de materiais orgânicos particulados de forma eficiente. Tem-se ainda que a manutenção das características do lodo granular pode ser prejudicada na ocorrência de grande quantidade de sólidos suspensos no afluente.

(d) reatores com Recirculação Interna:

Esse reator anaeróbico com recirculação interna, visto na **Figura 3.8**, foi concebido para trabalhar com eficiência recebendo altas cargas orgânicas. No entanto, em função da agitação causada pela presença de gases, que inibe a retenção de biomassa no sistema, ressalta-se que é fundamental uma boa segregação do gás, sólido e líquido.

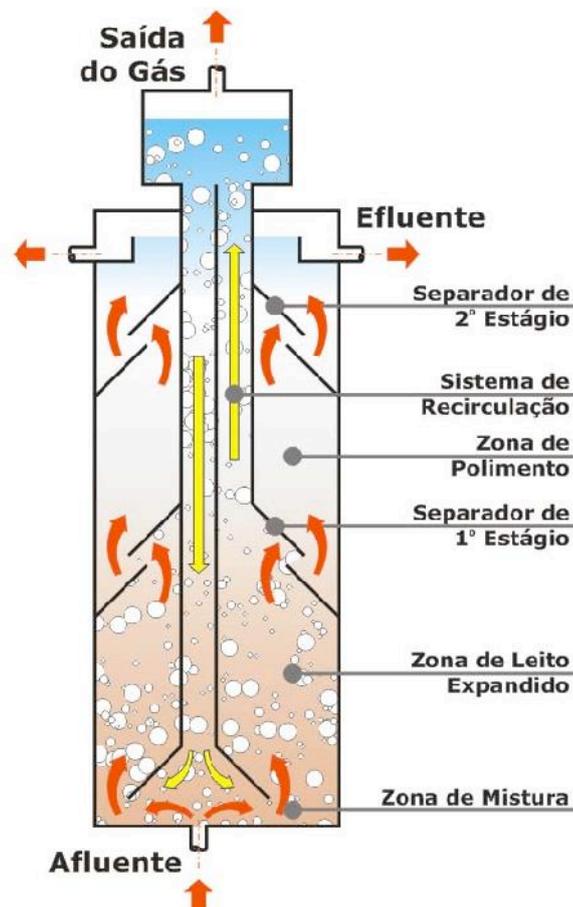


Figura 3.8 - reatores com recirculação interna (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

Esse sistema disponibiliza, verticalmente, de dois compartimentos de reatores tipo UASB. O primeiro recebe elevadas cargas orgânicas. A segregação dos sólidos em duas etapas é realizada em um reator de altura variando entre 16,00 m e 20,00 m, onde os gases recolhidos na primeira etapa possibilitam o deslocamento da mistura do gás, sólido e líquido para a área superior do reator. Depois de os gases estarem segregados na parte superior da unidade, tem-se no primeiro compartimento a recirculação de sólidos e líquidos, promovendo uma intensa mistura na base do reator, responsável pelo contato do esgoto afluente com a biomassa recirculada.

Este tipo de reator possui, bem definidas, quatro zonas de processo para o reator de recirculação interna (YSPEERT *et al.*, 1995), quais sejam:

- *zona de mistura*: encontra-se no fundo do reator e permite uma eficiente mistura da biomassa com o afluente lançado e o efluente da recirculação, tendo como resultado a diluição e o condicionamento do afluente bruto lançado no sistema;
- *zona de leito expandido*: está localizada logo acima da base da unidade de tratamento e se traduz em seu primeiro estágio. Neste local encontra-se o lodo granular de concentração elevada, com a manutenção de sua expansão através das altas velocidades ascensionais do afluente lançado no sistema, do fluxo de recirculação e do biogás gerado.
- *zona de polimento*: se traduz na segunda etapa da unidade de tratamento e encontra-se logo acima do separador da zona de leito expandido. Pode-se afirmar que nesta zona acontece, em razão de três aspectos importantes, um pós-tratamento e a retenção complementar de biomassa, sendo observadas as baixas cargas aplicadas, os altos tempos de detenção hidráulica e o regime de fluxo tipo pistão.
- *sistema de recirculação*: trata-se de um sistema que, através da diferença na captura de biogás entre as zonas ascensional (gás, sólido e líquido) e descensional (sólido e líquido), permite a circulação interna por meio do princípio de *gas lift*, dispensando-se a utilização de equipamentos para o feito.

(e) Reatores de Manta de Lodo:

O Reator de Manta de Lodo cujo diagrama é apresentado na **Figura 3.9**, é um reator de fluxo ascendente de efluentes sanitários através de um leito de lodo concentrado e de alta atividade, idealizado e bastante utilizado na Holanda. Os sólidos se apresentam variando desde muito densos, com partículas granulares de alto poder de sedimentação localizados em proximidade do fundo (leito de lodo), até um lodo menos concentrado, que se encontra na parte superior (manta de lodo).

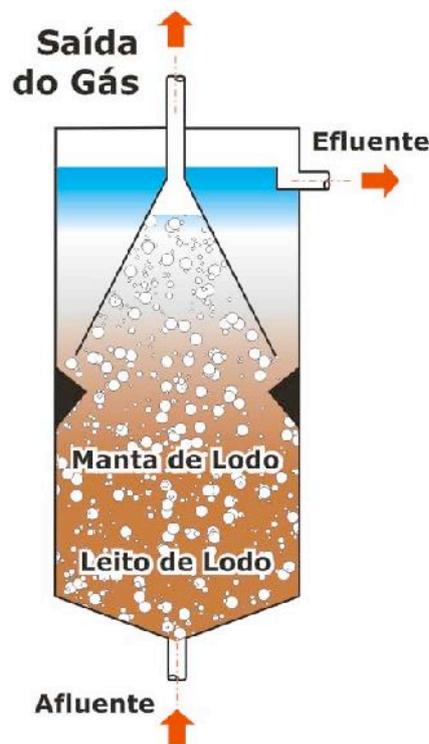


Figura 3.9 – Reatores com manta de lodo (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

A mistura do sistema é provocada pelo fluxo ascendente do esgoto e das bolhas de gás. No reator tem-se, então, em todas as zonas de reação descritas, a estabilização da matéria orgânica. A entrada do esgoto se dá pelo fundo e a saída por meio de um decantador interno, instalado em sua parte superior. A sedimentação das partículas ocorre por um sistema de segregação de gases e sólidos existente abaixo do decantador, que as separam da manta de lodo, encaminhando-as para a câmara de digestão ao invés de enviá-las para fora do sistema.

Uma das características principais para o sucesso do funcionamento do reator é a formação de uma biomassa que tenha uma intensa atividade, podendo ser desenvolvida na forma de flocos ou mesmo granular.

Outra característica importante no processo é a obrigatoriedade do quesito segregação de gases e sólidos, que ocorre na parte superior da unidade, através de dispositivo para este fim. A finalidade desta ação é a separação dos gases existentes na mistura líquida, criando-se no extremo superior do reator uma área favorável e destinada à sedimentação.

Apesar do reator de manta de lodo ter sido desenvolvido para o tratamento de esgotos concentrados, da mesma forma que os processos de leito expandido, eles têm sido utilizados com resultados satisfatórios para o tratamento de esgotos de menor concentração. Soma-se a isto, a simplicidade do processo que sequer necessita de equipamentos aprimorados ou meios suporte para a retenção da biomassa (NUNES; NUNES; COSTA, 2007).

3.2 Princípios do Processo dos reatores UASB

O processo utilizado visa a segregação dos gases, sólidos e líquidos. Para tanto, a literatura inglesa especificou para os "Reatores de Manta de Lodo" a sigla UASB, que significa *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*. No Brasil, são também conhecidos com as siglas DAFA ou RAFA, ou seja, Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, respectivamente.

Os reatores UASB têm como principais parâmetros o controle dos tempos de detenção de sólidos e hidráulico, as cargas volumétricas orgânicas e hidráulicas, bem como a velocidade ascensional (VERSIANI *et al.*, 2005).

A ação dos micro-organismos anaeróbios é utilizada para a digestão da matéria orgânica existente nos efluentes sanitários. De forma assemelhada ao que se processa na fossa séptica, o sistema conjugado, utiliza-se de uma única unidade em seu interior onde se processam os fenômenos de decantação das águas e a digestão anaeróbia do substrato orgânico.

Um sistema de tratamento preliminar antecede o UASB, onde os efluentes sanitários são submetidos a um gradeamento e desarenação. Logo após, os efluentes sanitários são encaminhados à parte inferior do reator anaeróbio de fluxo ascendente, quando ocorre a distribuição homogênea no fundo da unidade, conforme mostrado esquematicamente na **Figura 3.10**.

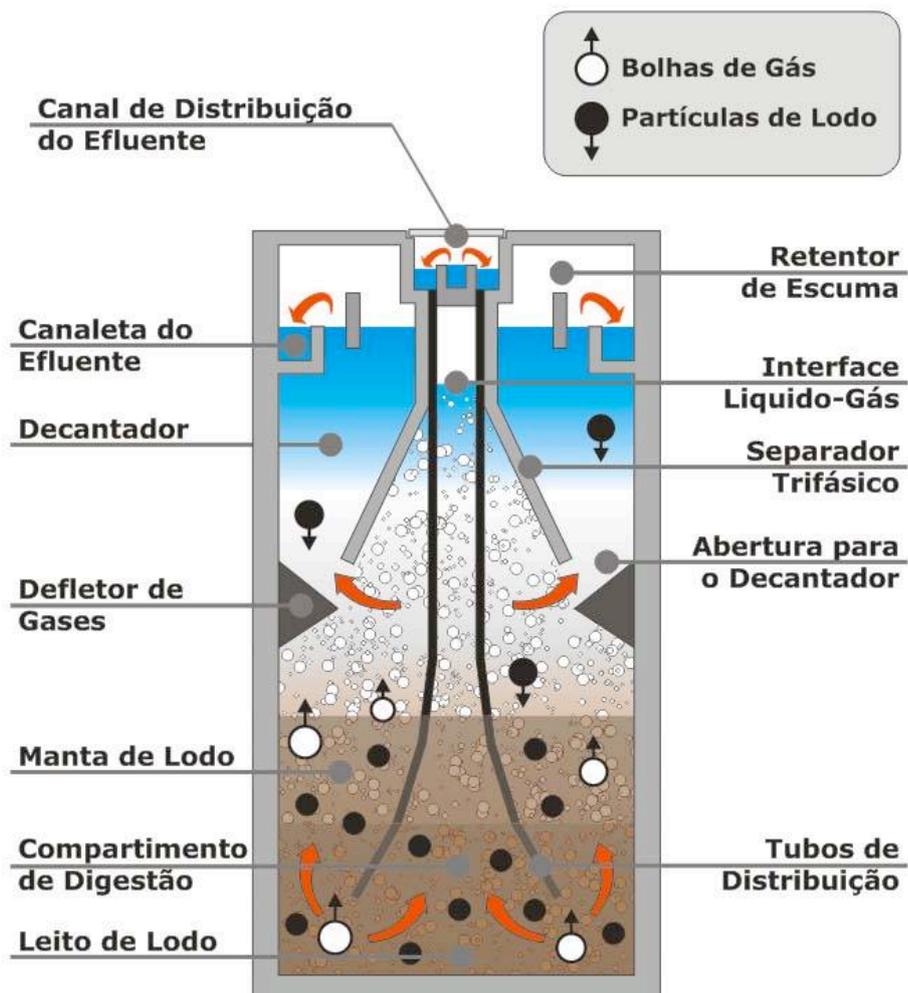


Figura 3.10 – Esquema do processo de um reator UASB (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

O lodo formado é sedimentado e fica concentrado na parte inferior do reator, sendo mantido em suspensão pela ação ascendente dos efluentes sanitários. A movi-

mentação suave do lodo no ambiente anaeróbio permite a sua floculação, com a formação de uma camada composta de grânulos de lodo ativado anaeróbio, por onde os efluentes sanitários atravessam quando entram no reator.

Tem-se, então, uma ação dos micro-organismos anaeróbios da "Manta de Lodo" sobre a matéria orgânica nos efluentes sanitários. Após esta passagem, o líquido se direciona para uma zona de decantação existente na parte superior do reator.

Enquanto o líquido é decantado em uma canaleta coletora, o lodo é sedimentado e incorporado à manta de lodo existente no fundo do reator. O efluente final tratado poderá, então, ser encaminhado para um tratamento complementar (polimento) ou mesmo ser direcionado ao corpo receptor, desde que tenha a anuência do órgão ambiental competente.

O processo se equilibra, após o seu início, em um período de quatro a seis meses, ocasião em que a sua operação dá-se apenas no controle do excesso de lodo gerado, que deverá ser retirado do processo e encaminhado para a destinação final.

Em função de suas características e quantidade, conforme Chernicharo (2008), se traduz bastante inferior aos demais processos abordados (da ordem de 0,10 a 0,20 kgSST/kgDQO_{apl.}), e o lodo poderá sofrer secagem e ser utilizado como condicionador de solos (CHERNICHARO, 2008) ou mesmo ser encaminhado a um aterro sanitário. A geração de gases, a exemplo de outros processos, poderá ser tratado e aproveitado como fonte energética (COSTA, 2006).

Inúmeras vantagens operacionais (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994) e dentre elas tem-se que o processo requer um tempo de retenção de apenas seis horas e gera um lodo bastante mineralizado (razão SSV/SST ao redor de 0,55), propiciando o seu encaminhamento a um processo de secagem sem tratamento adicional.

No Brasil, a SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná, foi pioneira e desenvolveu as principais experiências, dispondo uma enorme quantidade de unidades de pequeno porte instaladas e em operação (GOMES; ALVES; SQUIBA, 2007).

Não obstante às vantagens apresentadas, tem-se a inconveniência de a remoção de coliformes fecais não atingir níveis satisfatórios, ou seja, de aproximadamente 60%, o que requer tratamento complementar a nível secundário para alcançar um índice de 90%.

O uso do reator UASB em diversos tipos de tratamento de águas residuárias é o fator primordial para demonstrar a importância deste modelo no cenário dos processos de tratamento anaeróbio de águas residuárias (McCARTY, 2001).

3.3 Configurações Típicas dos reatores UASB

Inicialmente desenvolvidos para o tratamento de efluentes industriais, os reatores anaeróbios de manta de lodo dispunham de formato cilíndrico ou prismático-retangular, mostrado na **Figura 3.11**, tendo as áreas destinadas à digestão e à decantação a mesma magnitude. Dessa forma, eram caracterizados como de paredes verticais e receberam adaptações, apresentadas a seguir, visando o tratamento de efluentes de menor concentração.

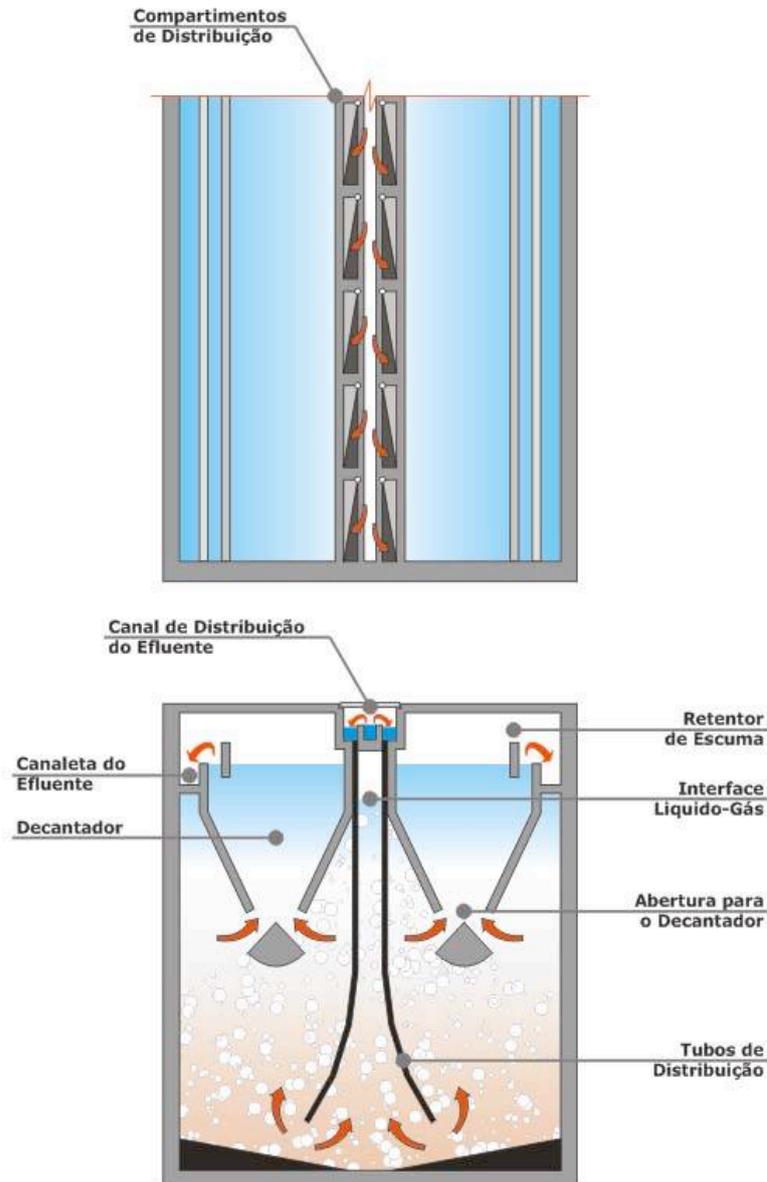


Figura 3.11 - Representação esquemática de um reator UASB retangular (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

Um diferencial importante é o critério adotado para o seu dimensionamento, que utiliza a carga hidráulica e não a carga orgânica, quando o reator se destina ao tratamento de efluentes de baixa concentração. Para tanto, é primordial que seja garantida a manutenção de baixas velocidades ascensionais (0,5 a 0,7 m/h para $Q_{méd}$) nas áreas destinadas à digestão e decantação, visando a retenção de biomassa e o

equilíbrio do sistema. Para que isto aconteça, impõe-se uma redução na altura da unidade de tratamento e o aumento de sua seção transversal.

Com relação aos esgotos domésticos, à exceção de haver uma estação elevatória, o reator fica exposto a toda sorte de variações de vazão e de carga orgânica, que indica um aumento da seção transversal para garantir, nos picos de vazão, as necessárias e baixas velocidades ascensionais.

Em planta, os reatores podem ter forma circular ou retangular, sendo que os primeiros, ilustrados na **Figura 3.12**, apresentam maior economia sob o aspecto estrutural para o atendimento de pequenas vazões, através de uma única unidade. Para vazões maiores, quando há a necessidade de modulação das unidades, tem-se que os reatores retangulares são mais indicados, ocasião em que uma mesma parede pode ter função hidráulica para dois módulos.

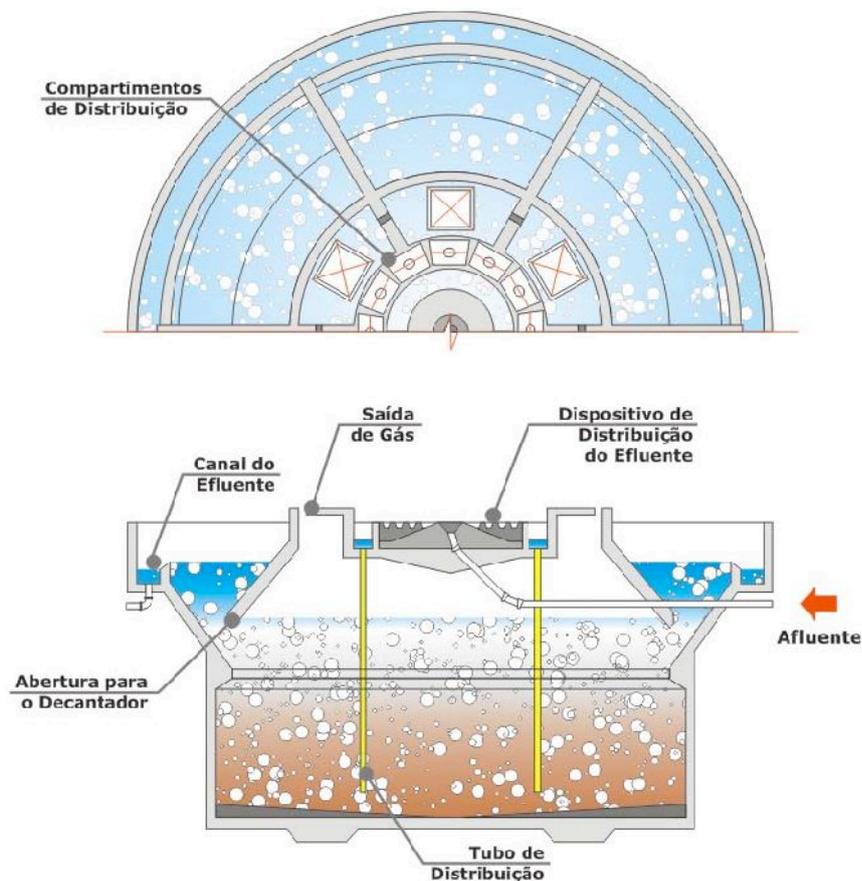


Figura 3.12 - Representação esquemática de um reator UASB circular (adaptado de CHERNICHARO, 2008).

CAPÍTULO 4

CRITÉRIOS E PARÂMETROS DO PROJETO DE REATORES UASB

CRITÉRIOS E PARÂMETROS DO PROJETO DE REATORES UASB

A geração de uma manta de lodo de elevada atividade bem como a manutenção de suas características são questões relevantes para que seja garantida uma excelente sedimentação do lodo gerado. Para tanto, algumas medidas de ordem conceitual e operacional devem ser consideradas.

Nesse sentido, para o tratamento de efluentes de características domésticas, devem ser adotados critérios específicos levando-se em conta a presença de substâncias que apresentem toxicidade, como metais pesados ou substâncias organocloradas, além do aspecto quantitativo de toda sorte de sólidos, que podem ser inertes ou biodegradáveis, dentre os tantos existentes.

Como medida operacional, deve-se preceder o reator UASB com unidades de retirada de areias, remoção de gordura e remoção de sólidos grosseiros.

A remoção eficiente de sólidos inorgânicos sedimentáveis, SIS, (areias, silte, argila) antes da descarga de esgoto em sistemas de tratamento é de vital importância para a estabilidade operacional. Sem a retenção prévia de SIS, estes se acumulariam e em pouco tempo ocupariam grande parte do seu volume (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A necessidade de implantação de unidades de remoção de gordura a montante de Reatores UASB dependerá da quantidade de óleos e graxas do esgoto a ser tratado.

A remoção de sólidos grosseiros deve sempre anteceder os reatores UASB, uma vez que a digestão anaeróbia só é viável após um pré-tratamento para reter sólidos grosseiros como panos, garrafas, fraldas, etc. (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994) a não inserção do pré-tratamento dará condições a entupimentos nas tubulações de distribuição e vertedouros.

4.1 Carga Orgânica Volumétrica

É a quantidade de matéria orgânica (massa) aplicada diariamente ao reator, por unidade de seu volume.

$$COV = \frac{Q \times S}{V} \quad (4.1)$$

onde:

COV = carga orgânica volumétrica (kgDQO/m³.d);

Q = vazão (m³/d);

S = concentração de substrato afluente (kgDQO/m³);

V = volume total do reator (m³).

Apesar de serem adotadas nos projetos de estações de tratamento tipo UASB cargas orgânicas inferiores a 15 kgDQO/m³.d, cargas mais elevadas, da ordem de 45 kgDQO/m³.d já foram aplicadas com sucesso (CHERNICHARO, 2008).

O volume do reator pode ser calculado com a fórmula a seguir apresentada, desde que se tenha conhecimento dos seguintes parâmetros: vazão, concentração do esgoto afluente e uma carga orgânica volumétrica admitida.

$$V = \frac{Q \times S}{COV} \quad (4.2)$$

Para os efluentes sanitários, de baixa concentração, a carga orgânica quase sempre inferior a 2,50 - 3,00 kgDQO/m³ não se apresenta como parâmetro impeditivo, tendo em vista o volume total do reator e a consideração de que o seu dimensionamento é realizado pela carga hidráulica volumétrica, conforme descrito no item seguinte.

4.2 Carga Hidráulica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica

É dada pelo volume de esgotos introduzidos diariamente no reator por unidade de seu volume. Ela equivale ao inverso do tempo de detenção hidráulica na unidade, dado pela equação:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (4.3)$$

onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

V = volume total do reator (m³)

Q = vazão (m³/d).

Portanto, a carga hidráulica volumétrica (CHV), expressa em m³/m³.d, é dada por:

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (4.4)$$

ou seja:

$$CHV = \frac{1}{TDH} \quad (4.5)$$

Estudos e análises apontam que a carga hidráulica volumétrica não deve exceder o valor de 5,00 m³/m³.d, correspondendo a um tempo de detenção hidráulica mínimo de 4,80 horas (CAMPOS, 1999).

Já valores superiores de carga hidráulica ou inferiores em tempo de detenção hidráulica, podem acarretar nos seguintes inconvenientes (CHERNICHARO, 2008):

- perda excessiva de biomassa do sistema;
- Redução do tempo de residência celular (idade do lodo) e consequente diminuição do grau de estabilização dos sólidos, e
- Possibilidade de falha do sistema, uma vez que o tempo de permanência da biomassa no sistema pode ser inferior ao seu tempo de crescimento.

O tempo de detenção hidráulica (*TDH*) é relevante por ter relação direta com a velocidade do processo de digestão anaeróbia, que está conexo com o tamanho da unidade de tratamento. Relacionado a uma temperatura média de 20°C, este parâmetro pode variar de 6 a 16 horas.

Para os efluentes sanitários com uma temperatura em torno de 20°C, adota-se para a vazão média um tempo de detenção em torno de 8 a 10 horas. Para a vazão máxima, deve-se adotar um tempo superior a 4 horas, sendo que para os picos de vazão máxima, o tempo não deve exceder a 4 a 6 horas (CHERNICHARO, 2008).

Assim, tendo-se conhecimento da vazão dos esgotos afluentes, o volume do reator poderá ser calculado por meio da equação seguinte, desde que admitido um tempo de detenção hidráulica.

$$V = Q \times TDH \quad (4.6)$$

4.3 Carga Biológica (Relação Alimento/Micro-organismo)

Vários autores de estudos sobre processos anaeróbios (CHERNICHARO, 2008; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994) indicam que a carga de lodo refere-se à quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de biomassa presente no mesmo. Esta nomenclatura diverge do tradicionalismo em adotar-se a conhecida Relação A/M, utilizada pela grande maioria dos autores de compêndios em Tratamento de Esgotos.

$$CB = \frac{Q \times S}{M} \quad (4.7)$$

Onde:

CB = carga biológica (kgDQO/kgSVTd):

Q = vazão (m³/d);

S = concentração de substrato afluente (kgDQO/m³):

M = massa de micro-organismos presentes no reator (kgSVT/m³).

As cargas biológicas para início do processo de tratamento, em função das características dos efluentes a serem tratados, são indicadas pela bibliografia especializada como sendo da ordem de 0,05 a 0,15 kgDQO/KgSVT.d. Considerando o desempenho do sistema, estas cargas devem ser elevadas gradativamente. Já durante o regime permanente e dependendo das características do esgoto, a carga biológica poderá alcançar valores em torno de 2,0 kgDQO/kgSVT.d (CHERNICHARO, 2008).

Especificamente neste ponto de avaliação da massa de micro-organismos presentes no reator (kgSVT/m³) surge uma discussão quanto ao valor do volume a ser utilizado para o cálculo da taxa. Diferentemente do processo Aeróbio, onde o volume considerado é o do próprio reator onde ocorre o processo biológico, nos compêndios sobre o processo anaeróbio, os valores de volume utilizados são totais, incluindo a zona de decantação.

Trazendo para a discussão os resultados do trabalho científico de Carvalho e Pires (2003), no qual foi realizada uma modelagem hidrodinâmica simplificada de um reator UASB, e sua conclusão onde se verificou que houve queda na eficiência de remoção de matéria orgânica quando o modelo matemático simplificado adotou o reator dividido em cinco compartimentos em série, pois esse parâmetro resultou em aproximadamente 82%, ou seja, 6% menor que àquele obtido para o reator dividido em quatro compartimentos em série.

Outra pesquisa científica buscando avaliações quanto à sedimentabilidade do lodo, executou medições de volume da manta e conseqüentemente a massa do lodo foi conhecida por zona dentro do UASB fornecendo indiretamente dados em que se pode avaliar a relação A/M por zona (LEITÃO *et al.*, 2005).

Giordano, G. (2008) cita ainda alguns tipos de efluentes industriais em que se aplica o tratamento através de Reatores UASB, como, por exemplo, os efluentes de cervejarias e indústrias de refrigerantes com valores de DQO de 2.300 e 2.600 mg/l, respectivamente, a indústria de pescado com valores de DQO de 1.700 mg/l, após a clarificação química e flotação, as indústrias de laticínios, abatedouros e frigoríficos com DQO variando de 600 a 4.200 mg/l, ou ainda as indústrias de bebidas alcoólicas, com DQO da ordem de 11.000 mg/l. Nestes casos, o dimensionamento pela carga orgânica através da relação A/M se torna importante para a definição do volume a ser considerado.

Esta abordagem permite concluir que análises em zonas setoriais no Reator, com um número maior ou menor de setores, redundarão em resultados diferentes para a eficiência. Portanto, deve ser aprofundada a pesquisa com relação à aplicação da relação A/M para o dimensionamento do reator UASB, sendo neste caso utilizado o volume real onde ocorre o processo em reação na região da manta de lodo do reator, ao invés de se considerar todo o seu volume.

4.4 Velocidade Ascensional do Fluxo

A velocidade ascensional do fluxo é calculada a partir da relação entre a vazão afluente e a seção transversal do reator, como a seguir.

$$V = \frac{Q}{A} \quad (4.8)$$

Onde:

V = velocidade ascensional do fluxo ou velocidade ascensional (m/h);

Q = vazão (m³/h)

A = área da seção transversal do reator (m²).

A equação (4.9), abaixo, apresenta uma relação entre a velocidade ascensional do fluxo, a altura do reator H (m) e o tempo de detenção hidráulica.

$$v = \frac{Q \times H}{V} = \frac{H}{TDH} \quad (4.9)$$

O tipo de lodo existente e as cargas aplicadas interferem na velocidade ascensional máxima do reator. Para as unidades que têm lodo do tipo flocculento e com cargas orgânicas de até 5,0 a 6,0 KgDQO/m³.d, tem-se que as velocidades médias ocorrem na faixa de 0,50 a 0,70 m/h, com tolerância de picos eventuais no período de 2 a 4 horas, com velocidades entre 1,5 a 2,0 m/h. Para lodos do tipo granular, as velocidades ascensionais poderão atingir valores bem superiores, podendo chegar até 10 m/h. No caso de efluentes sanitários, para o tratamento indicam-se as seguintes velocidades ascensionais:

4.5 Velocidades Ascensionais

As velocidades ascensionais para o projeto de reatores UASB foram sintetizadas por Campos (1999), encontrando-se na **Tabela 4.1**.

Tabela 4.1 – Velocidades Ascensionais em Função da Vazão Afluente.

Vazão afluyente	Velocidade Ascensional (m/h)
Vazão média	0,5 - 0,7
Vazão máxima	0,9 - 1,1
Picos temporários	< 1,5

Fonte: CAMPOS, 1999.

Ao se comparar esses dados com a equação (4.9), acima descrita, observa-se que as profundidades dos reatores devem estar no intervalo entre 3,00 m e 6,00 m, quando se trata efluentes domésticos com velocidades ascensionais e tempos de detenção hidráulica usuais em projetos, ou seja, velocidade inferior a 1,00 m/h para $Q_{média}$ e tempo entre 6 e 10 horas para temperaturas variando entre 20 e 26°C.

4.6 Avaliação da Produção de Biogás

O esquema de conversão de DQO total em um reator anaeróbio é mostrado, de forma simplificada, na **Tabela 4.2**.

Tabela 4.2 – Esquema de Conversão da DQO_{total} em um Reator UASB.

DQO total	DQO _{CH4} (parcela de DQO convertida em gás metano)
	DQO _{cel} (parcela de DQO utilizada para crescimento celular)
	DQO _{ret} (parcela de DQO não convertida, mantida no lodo do reator)
	DQO _{efl} (parcela de DQO não convertida, perdida no efluente ¹)

Fonte: CHERNICHARO, 2008.

¹ Como sólidos em suspensão e substâncias orgânicas não biodegradáveis.

A avaliação da produção de biogás pode ser feita a partir da estimativa da carga de DQO afluente ao reator que é convertida em gás metano (CHERNICHARO, 2008), conforme relatado a seguir.

$$DQO_{rem} = Q \times (S_o - S) \quad (4.10)$$

Onde:

DQO_{rem} = carga de DQO reduzida no reator (kgDQO/d);

Q = vazão de esgoto afluente (m³/d);

S_o = concentração de DQO afluente (kgDQO/m³);

S = concentração de DQO efluente (kgDQO/m³).

Sabendo que a DQO reduzida é composta por três outras parcelas:

$$DQO_{rem} = DQO_{CH_4} + DQO_{cel} + DQO_{ret} \quad (4.11)$$

Ou ainda

$$DQO_{CH_4} = DQO_{remov} - DQO_{cel} - DQO_{ret} \quad (4.12)$$

Onde:

DQO_{CH_4} = carga de DQO convertida em metano (kgDQO_{CH₄}/d);

DQO_{cel} = carga de DQO utilizada para crescimento celular (kgDQO_{cel}/d);

DQO_{ret} = carga de DQO não convertida e mantida no lodo do reator (kgDQO_{ret}/d).

A estimativa das parcelas DQO_{cel} e DQO_{ret} pode se tornar bastante difícil, uma vez que estas dependem de uma série de fatores relativos às características do despejo e ao sistema de tratamento. A partir da abordagem detalhada sobre o balanço de DQO em reatores anaeróbios, podem ser destacados alguns fatores que influenciam de forma marcante as rotas de conversão de DQO no sistema (CHERNICHARO, 2008):

- Concentração do despejo em termos de sólidos biodegradáveis;
- Concentração relativa do despejo, em termos de carboidratos, proteínas e lipídeos;
- Concentração relativa do despejo, em termos de DQO particulada e DQO recalci-trante;
- Condições ambientais dentro do reator (pH, alcalinidade, temperatura etc.).

Para o caso particular do tratamento de esgotos domésticos em regiões tropi-cais se pode estimar a avaliação conjunta das parcelas DQO_{cel} e DQO_{ret} , a partir da produção esperada de sólidos no sistema, segundo as equações 4.13 a 4.17 (CHERNI-CHARO, 2008), a seguir apresentadas:

$$P_{lodo} = DQO_{cel} + DQO_{ret} \quad (4.13)$$

onde:

P_{lodo} = produção de sólidos no sistema (kgDQO_{lodo}/d);

$$P_{\text{lodo}} = Y_{\text{obs}} + DQO_{\text{apl}} \quad (4.14)$$

onde:

Y_{obs} = coeficiente de produção de sólidos no sistema, em termos de DQO (kgDQO_{lodo}/kgDQO_{apl});

DQO_{apl} = carga de DQO aplicada ao sistema (kgDQO/d).

$$DQO_{\text{CH}_4} = Q \times (S_o - S) - Y_{\text{obs}} \times Q \times S_o \quad (4.15)$$

$$Q_{\text{CH}_4} = \frac{DQO_{\text{CH}_4}}{K(t)} \quad (4.16)$$

onde:

Q_{CH_4} = produção volumétrica de metano (m³/d);

$K(t)$ = fator de correção para a temperatura operacional do reator (kgDQO/m³).

$$K(t) = \frac{P \times K}{R \times (273 + t)} \quad (4.17)$$

onde:

P = pressão atmosférica (1 atm);

K = DQO correspondente a um mol de CH₄ (64gDO/mol);

R = constante dos gases ((0,08206 atm.L/mol.K);

t = temperatura operacional do reator (°C).

Para o caso do tratamento de esgotos domésticos, os teores de metano no biogás são geralmente da ordem de 70 a 80%. Com o produto da equação 4.16, ou seja, a produção teórica de metano se pode estimar a produção total de biogás (CHERNI-CHARO, 2008).

CAPÍTULO 5

ASPECTOS GERAIS DA ENGENHARIA DOS REATORES UASB

ASPECTOS GERAIS DA ENGENHARIA DOS REATORES UASB

5.1 Corrosão, Segurança e Operação - Abordagem

Os processos bioquímicos e o equilíbrio das fases líquida e sólida ocorrentes no interior dos Reatores UASB possuem potencial para dissolução ou precipitação de carbonato de cálcio através da alcalinidade e do pH, o que pode conduzir ao surgimento de produtos de alta agressividade, desta forma o processo corrosivo é acentuado em diversas áreas da estrutura, e portanto especial atenção deve ser dada aos materiais a serem utilizados na construção dos reatores.

O perigo de dano às estruturas de digestores devido à agressividade do seu conteúdo é real e tem sido observado na prática, como no caso do Reator em Cali – Colômbia em que houve dissolução de 10 mm das paredes do Reator durante os primeiros 4 anos de operação (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A resistência à corrosão pode ser intrínseca ao próprio material (ex. PVC, fibra de vidro) ou pode ser conferida ao mesmo através de aditivos e revestimentos especiais (ex. concreto, aço). Por questões construtivas e de custo, o concreto e o aço tem sido os materiais mais empregados, sendo normalmente feita uma proteção interna à base de epóxi. No caso do emprego do aço como material de construção dos reatores, os cuidados para se evitar a corrosão devem ser ainda maiores, incluindo a utilização de aços especiais (como o SAC 41) e o controle rigoroso dos revestimentos empregados (CHERNICHARO, 2008).

O separador de gás e sólidos, situado na parte superior do reator e, portanto. Mais exposto ao processo de corrosão, deve ser confeccionado em material mais resistente ou revestido com maior rigor. O concreto tem sido o material mais utilizado, mas as experiências nem sempre são satisfatórias, devido a problemas de vazamentos de gases, corrosão, além de se constituir em uma estrutura pesada e volumosa. Materiais não corrosivos e menos volumosos, como PVC, plástico, fibra de vidro e cimento amianto, são opções mais atrativas (CHERNICHARO, 2008).

Apesar de inúmeras vantagens operacionais, os reatores UASB exigem um monitoramento mais atento no que diz respeito às flutuações de cargas orgânica e hi-

dráulica, variações bruscas de pH e toxicidade, sob pena de se tornarem instáveis sob determinadas circunstâncias. Paralelo a isto, o monitoramento do descarte de lodo de excesso produzido no reator é um fator importante na medida em que o arraste da manta de lodo influencia sobremaneira a qualidade do efluente final no processo. A maior dificuldade atualmente encontrada para o monitoramento de estações de tratamento de águas residuárias diz respeito ao alto custo da instalação *in loco* de laboratórios dotados de equipamentos apropriados para análises físico-químicas, sobretudo em estações localizadas distante de centros urbanos, além do custo de mão de obra especializada (BORGES: MUNARO; GONÇALVES, 2005; BORGES: MUNARO; GONÇALVES, 2005a).

5.2 Principais Materiais Empregados na Construção do Reator UASB

5.2.1 Concreto

O enxofre pode estar presente em águas residuárias domésticas, principalmente nas formas de sulfatos, sulfetos e gás sulfídrico. Os sulfatos também podem atacar os canais, tubulações e estruturas de concreto, ao se combinarem com parte do alumínio e cálcio do concreto para formar sulfatos de alumínio. Este ataque ocorre através da corrosão por expansão, resultante do aumento de volume provocado por reação química dos compostos cimentantes do concreto (AYERS; WESTCOT, 1985, citado por LEITE *et al.*, 2001).

O gás sulfídrico é formado a partir da ação de microrganismos sobre sulfatos e outros compostos a base de enxofre, que são utilizados como agentes oxidantes (aceptores de elétrons) durante a decomposição de compostos orgânicos em condições anaeróbias. Esse processo, conhecido como "redução dissimilatória de sulfato" é promovido pelas bactérias pertencentes ao gênero *Desulphovibrio*, chamadas de bactérias redutoras de sulfato (BRS) e é o único processo conhecido no tratamento biológico de águas residuárias que produz teores significativos de sulfeto nesses ambientes (CORD-RRUWISCH; KLEINITZ; WIDDEL, 1987).

O concreto deve resistir a ações químicas em contato com o esgoto nas variações entre úmida e seca, e exposto ao elementos naturais externamente. Uma das principais ações é pelo ácido sulfúrico acima da linha da água, quando a água possui uma grande concentração de sulfetos. A resistência do concreto ao ataque do ácido pode ser aumentada cinco vezes especificando concreto com agregados calcáreos ao invés de granito. Os agregados calcáreos deverão ser analisados conforme especificado na norma ASTM C-33, assegurando que não há potencial de reativação alcalina. (WEF, 1992).

As indicações para o concreto, segundo a *Water Environment Federation* (WEF, 1992), são:

(a) Um tempo de cura de 28 dias no mínimo e uma resistência do concreto mínima de 27.600 kpa (4000 psi).

(b) Cimento de baixa alcalinidade.

(c) Fator "água/cimento" máximo de 0,45.

(d) Agregados finos e grossos conforme ASTM C-33,

(e) Conteúdo de ar de 6% \pm 1% para agregado grosso.

(f) Teste de Slump (*Slump Test*) com 2,5 cm no mínimo e 10 cm no máximo.

5.2.2 Aço

Trata este tópico dos reatores UASB construídos em aço, quase sempre de menor porte, contudo nem por isto deve ser construído sem a atenção à agressividade provocada pelo esgoto sanitário, principalmente na região da unidade submetida aos gases emanados do processo biológico.

Quando essas superfícies são expostas a atmosferas úmidas, a diferença de potencial e a presença do eletrólito, líquido condutor de elétrons, propiciam a migração de íons, criando condições para o surgimento da corrosão (GNECCO, 2001, citado por TRAJANO *et al.*, 2003).

O tratamento térmico da laminação, à presença de impurezas, às concentrações diferenciadas de elementos de liga (silício, cromo, magnésio e cobre) e às diferenças pontuais na relação carbono/ferro, podem surgir micro-áreas com diferenças de potenciais nas superfícies metálicas.

Os procedimentos de Ensaios Visual, Não Destrutivo com Líquido Penetrante e com Ultra-som, indicados para os reatores anaeróbios de aço, encontram-se resumidos na **Tabela 5.1**, a seguir.

Tabela 5.1: Ensaios Visual, Não destrutivo com Líquido Penetrante e com Ultra-som.

Ensaios	Procedimentos
<p>(a) Ensaio Visual:</p> <p>Ensaio no qual se faz uma varredura visual em todas as chapas, bem como em todos os cordões da solda interna e externa do costado, piso e teto.</p>	<p>Identificação de falhas como:</p> <ul style="list-style-type: none"> falha no cordão da solda; sobreposição de chapas; empenos e ondulações; perda de espessura da chapa; barrigas; verticalidade da chapa; circunferência.
<p>(b) Ensaio não destrutivo LP (líquido penetrante):</p> <p>Deteção de possíveis defeitos superficiais nos cordões da solda da chapa como:</p> <ul style="list-style-type: none"> porosidade; mordeduras; poros. 	<p>Sequência da execução do ensaio: limpeza manual com lixadeira; aplicação do solvente; aplicação do líquido penetrante tipo <i>thinner</i>; limpeza manual da superfície com pano; aplicação do revelador úmido aquoso em suspensão; e verificação do resultado após aplicação do revelador.</p>
<p>(c) Ensaio com equipamento de medição de ultra-som:</p> <p>Ensaio não destrutivo para deteção de defeitos internos, neste caso o ensaio/inspeção foi realizado nas soldas do tanque/reator para verificar se há problema como:</p> <ul style="list-style-type: none"> falta de fusão; inclusão de escórias e tungstênio; trincas. 	<p>Sequência da execução do ensaio: calibração do ultra-som; determinação do ponto de ensaio; aplicação do gel (acoplante metil celular); varredura com o cabeçote; e equipamento de medição e ensaio.</p>

Fonte: TRAJANO *et al.*, 2003.

5.2.3 Materiais Plásticos

Dentre os materiais normalmente utilizados em nosso país, encontram-se o PVC, a fibra de vidro e o PEAD (polietileno de alta densidade). Cabe aos dois primeiros a ação de coadjuvantes, ou seja, materiais constituintes de elementos auxiliares do reator UASB, tais como tubulações ou defletores. Quanto ao último, o PEAD, a realidade comprova seu uso na estrutura do reator, por ser quimicamente inerte perante os produtos químicos agressivos presentes no meio, além de sua potencialidade como material estrutural na construção do reator.

O polietileno é um polímero, parcialmente cristalino, flexível e cujas propriedades são acentuadamente influenciadas pelas quantidades relativas das fases amorfa e cristalina (BICALHO, 2007 citando COUTINHO *et al.*, 2003). Os polietilenos são inertes à maioria dos produtos químicos comuns, devido à sua natureza parafínica, ao seu alto peso molecular e à sua estrutura parcialmente cristalina (BICALHO, 2007 citando NEVES, 1999).

Em condições normais, os polímeros etilênicos não são tóxicos, podendo inclusive serem usados em contato com produtos alimentícios e farmacêuticos.

5.3 Aspectos Operacionais

Para assegurar o bom funcionamento de uma estação e conseqüentemente seu monitoramento, se faz necessário um eficaz controle operacional (MORAIS; KATO; FLORÊNCIO, 2001).

Os reatores do tipo UASB tem tido uma grande aceitação no país. Prova disso é a larga aplicação do reator nos mais diversos tipos de efluentes, domésticos e industriais. No entanto, frequentemente muitas estações deixam a desejar quanto ao seu desempenho pelo fato de serem mal operadas. Exemplo disso é a ausência de descartes de lodo de excesso no reator, o que conduz a uma baixa qualidade do efluente final decorrente do arraste de sólidos sedimentáveis do reator (BORGES; MUNARO; GONÇALVES, 2005).

A ocorrência de cargas orgânicas de elevado valor poderá provocar o decaimento acentuado do pH, caso o mesmo não seja devidamente monitorado, principalmente nas situações de partida do reator UASB. Desta forma, a constante medição dos valores de DQO de entrada é uma boa condição operacional de controle do Reator.

A partida do reator pode ser definida como um período transiente, marcado por instabilidades operacionais. A inoculação prévia favorece a seleção e retenção da massa microbiana, uma vez que sem inoculação o tempo de desenvolvimento é da ordem de 6 meses. O volume de inóculo (lodo de semeadura) para partida do sistema é usualmente determinado em função da carga biológica inicial aplicada ao sistema de tratamento, usualmente aproximadamente 0,1 kg DQO/kg ST.dia (VERSIANI *et al.*, 2005).

Chernicharo (2008) indica que os valores de carga biológica a serem aplicados durante a partida dependem do tipo do material empregado para inocular o UASB, indicando inclusive que sejam feitos testes de atividade metanogênica específica do lodo, e na sua ausência utilizar cargas na faixa de 0,05 a 0,50 kgDQO/kgSSV.dia e que as cargas iniciais devem ser aumentadas gradativamente. Em regime permanente estas cargas podem atingir valores no entorno de 2,0 kgDQO/kgSSV.dia.

Já o problema da toxicidade foi descrito por Van Haandel e Lettinga (1994), citando a pesquisa de Rinzema (1989), o qual mostrou que a concentração de sulfeto para toxicidade significativa é de 50 a 200 mg/l, muito superior as concentrações encontradas no esgoto sanitário que são de 2 a 20 mg/l, concluindo que a toxicidade normalmente não é um problema no tratamento anaeróbio de esgoto.

A produção de biogás em um reator UASB é uma variável de suma importância para a avaliação do desempenho do processo de digestão anaeróbia e, por consequência, da degradação da matéria orgânica presente no esgoto. Além disso, esta variável reflete a condição do processo, podendo fornecer informações qualitativas a respeito da eficiência do mesmo (BORGES; MUNARO; GONÇALVES, 2005a).

O poder calorífico do biogás, após seco e tratado, é de 5,9 kWh/m³ e, dependendo da composição e vazão, pode ser aproveitado em motores de combustão interna, na distribuição em rede após tratamentos adequados, na alimentação de caldeiras e na geração de energia elétrica (na ETE). Caso seu aproveitamento não se mostre adequado sob os aspectos técnico, econômico e ambiental, este é queimado em *flares*

(queimadores) ou tratado antes de descartado na atmosfera através de biofiltração, adsorção em carvão ativado, absorção química (lavadores) ou oxidação térmica (CAMMAROTA, 2008).

O aumento da carga orgânica. O aumento nas taxas de aplicação de substrato aumenta a produção de CH₄ até que uma taxa de utilização máxima seja alcançada. Para uma dada carga orgânica, uma concentração maior de substrato e tempo de retenção mais longo produz um volume maior de CH₄ do que em concentração mais baixa de substrato e tempo de retenção mais curto. Entretanto, existe um limite prático para a carga orgânica e a concentração de substrato para o qual o sistema torna-se sobrecarregado (VIEIRA;SOUZA, 1981 citado por WEBER, 2006).

O volume de gás produzido é o primeiro indicador do bom ou mau funcionamento do processo de digestão anaeróbia. Quando ocorre um desbalanceamento do processo, o primeiro sinal é a redução do volume de gás, o que ocorre antes mesmo da elevação na concentração dos ácidos voláteis. Isto indica que os problemas do processo em geral refletem-se mais acentuadamente nas bactérias metanogênicas, ocorrendo, portanto, uma redução brusca na produção de gás, e somente após isso, os ácidos voláteis passam a ser acumulados, pois continuam sendo formados sem serem consumidos (VIEIRA;SOUZA, 1981 citado por WEBER, 2006).

A intensidade do efeito tóxico depende da concentração do material em digestão. As concentrações tóxicas inibem o metabolismo das bactérias metanogênicas provocando, como consequência, um aumento na concentração dos ácidos voláteis.

O desbalanceamento temporário pode ser corrigido através do controle do pH. Na digestão anaeróbia, a faixa de pH ótimo é o resultado das diversas reações que ocorrem no processo, estando esta faixa entre 6,8 e 7,3 ou ainda nos limites entre 6,5 e 7,5 .

Se o processo for levado a efeito, o pH é mantido relativamente neutro, no entanto, se algum fator for alterado e ocorrer uma diminuição no valor do pH isso precisa ser corrigido para evitar a diminuição da atividade biológica do sistema, que apresenta como consequência à diminuição na produção de gás (VIEIRA; SOUZA, 1981). Também deve-se corrigir a causa da diminuição do pH, que pode ser observada através da análise de outros parâmetros como a temperatura, a carga orgânica e a alcalinidade.

Por outro lado, o desbalanceamento permanente não pode ser controlado pelo pH, a não ser que a causa inicial seja reduzida. Em condições de reprodução anaeróbia rápida, ocorre um grande aumento nos produtos finais, inibindo o metabolismo das bactérias metanogênicas (BRAGA, 1989 citado por WEBER, 2006).

CAPÍTULO 6

OBSERVAÇÕES CRÍTICAS SOBRE O PROJETO, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DE REATORES UASB

OBSERVAÇÕES CRÍTICAS SOBRE O PROJETO, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DE REATORES UASB

6.1 Considerações Iniciais

Atuando em projetos de engenharia sanitária ao longo de 35 anos, participando de dezenas de congressos, nacionais e internacionais, seminários e palestras, o autor aglutinou ao longo do tempo informações a respeito dos reatores UASB, e também boa quantidade de dúvidas de detalhes específicos. A cada visita técnica a um reator UASB ou cada desenvolvimento de projeto destes mesmos reatores, buscou cercar-se de certezas técnicas de cada um dos detalhes envolvidos na Unidade de Processamento. Destarte, durante vários anos, o autor promoveu a catalogação de trabalhos técnicos de congressos e seminários, livros específicos e depoimentos pessoais de consultores, projetistas, construtores e operadores de reatores UASB.

Algumas técnicas de avaliação de desempenho, específicas para ETEs, têm surgido nas últimas décadas, e observa-se que há uma tendência para se avaliar essas unidades num contexto mais amplo, onde se incluem aspectos operacionais, administrativos, segurança, sustentabilidade financeira, controle de unidade, dentre outros (BROSTEF; NEDER; SOUZA, 2001).

As observações críticas aqui formuladas têm por objetivo dar uma contribuição firme aos projetistas, construtores e operadores de Estações de Tratamento de Esgotos providas de reatores UASB. Na medida em que procuram condensar muitas informações sobre esses reatores, obtidas ao longo da vida técnica do autor, podem se constituir em vetores a indicar os melhores condicionamentos com relação aos aspectos geométricos, materiais de construção e operacionais, de forma a ter-se garantido o sucesso desse excelente processo de tratamento proporcionado pelos reatores UASB.

As presentes observações tratam, de maneira crítica, justamente da análise e discussão de cada dos tópicos acima mencionados, tendo por base os trabalhos técnicos e estudos científicos arrolados pelo autor ao longo de sua vida profissional, buscando, como resultado, definir um protocolo de projeto de reatores UASB, a ser exposto no próximo Capítulo.

As **Figuras 6.1 a 6.4**, apresentadas a seguir, mostram as características morfológicas do reator anaeróbio UASB.

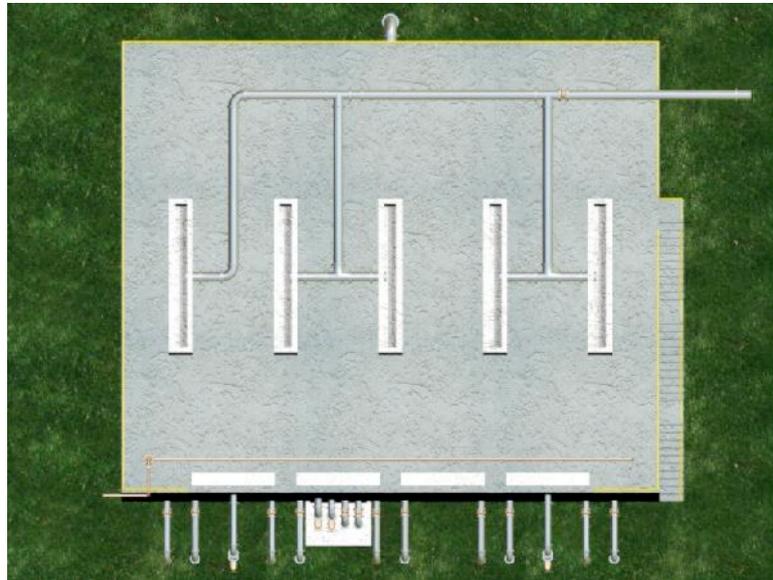


Figura 6.1 - Planta baixa de um reator UASB.

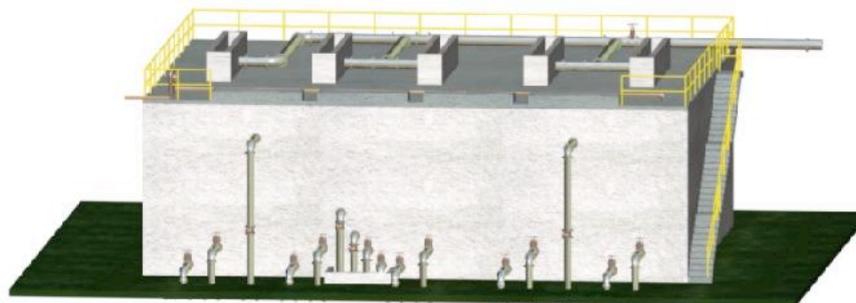


Figura 6.2 - Vista frontal de um reator UASB.

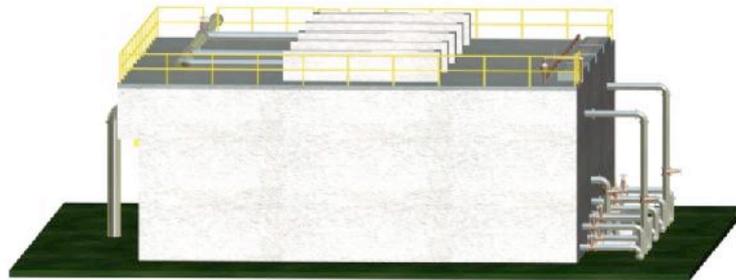


Figura 6.3 - Vista frontal de um reator UASB.

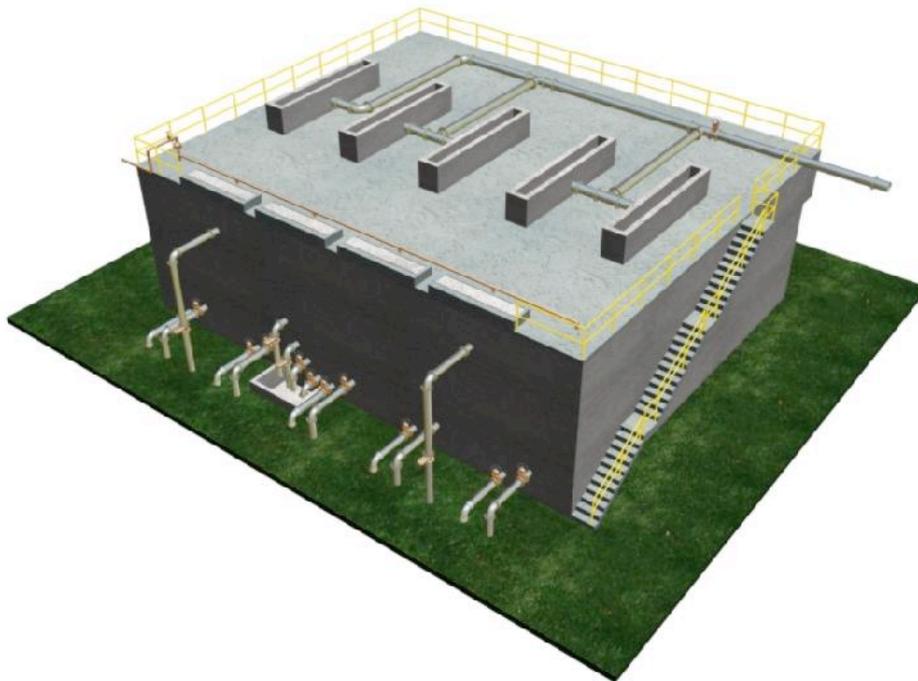


Figura 6.4 - Perspectiva geral de um reator UASB.

6.2 Geometrias e Cinéticas Hidráulicas

As geometrias e as cinéticas hidráulicas a serem observadas nos projetos de construção dos reatores UASB, de modo que os aspectos de eficiência, segurança e operacionalidade sejam garantidos em sua qualidade, foram observadas, analisadas e discutidas quando se elaborou o presente trabalho, tendo sido divididas de acordo com os seguintes tópicos principais: Gradeamento e Desarenação, Tempo de Detenção Hidráulica, Profundidade Útil, Distribuição, Velocidades, Decantação, Escuma, Controle de Gases e Descarte de Lodo. Esses tópicos são abordados a seguir.

6.2.1 Tratamento Preliminar

Entende-se por tratamento preliminar a adoção de unidades de gradeamento, desarenação e retirada de gorduras.

Vários autores indicam que o tratamento anaeróbio seja precedido de remoção de sólidos grosseiros e de desarenação (JORDÃO; PESSÔA, 2005; CHERNICHARO, 2008; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A cinética de nitrificação é fortemente influenciada pelo pré-tratamento no reator UASB (COURA; HAANDEL, 2003).

A redução do tamanho das partículas é desejada para se acelerar o grau de hidrólise e as taxas de conversões metabólicas no reator anaeróbio (TEIXEIRA *et al.*, 2005).

Alguns trabalhos científicos pesquisaram o uso de peneiramento forçado (TEIXEIRA *et al.*, 2005; TEIXEIRA *et al.*, 2005a; SOUZA; AQUINO; CHERNICHARO, 2007). Se, por um lado, esta ação poderia resultar em aumento das taxas de conversão metabólica dentro do reator devido às questões cinéticas e de transferência de massa, por outro poderia reduzir a capacidade de sedimentação de sólidos e dificultar a formação de agregados de micro-organismos, o que favoreceria o arraste e flotação de lodo anaeróbio para a zona de decantação (SOUZA; AQUINO; CHERNICHARO, 2007a).

Teixeira *et al.* (2005a) pesquisaram o material retido com o uso de peneiramento antecedendo o reator UASB, concluindo que o material retido é de difícil biode-

gradação, indicando o aterro sanitário como candidato natural à destinação final do resíduo.

Uma das estratégias utilizadas nas concepções de várias ETE da SANASA, em Campinas-SP, foi a de maximizar a remoção de sólidos gradeáveis nas unidades de tratamento preliminar. Assim, o espaçamento entre barras foi reduzido de 70 mm para 20 mm e de 10 mm para 3 mm, respectivamente, para os gradeamentos grosseiro e fino. Deste modo, o que se subentende com a opção é que se pretende são diminuições da concentração do afluente, particularmente de sólidos suspensos (SS), e do tamanho dos sólidos particulados que adentram ao reator, esperando, como consequência, uma minimização da formação e acumulação de espuma (SOUZA; AQUINO; CHERNICHARO, 2007a).

A mesma estratégia da Companhia de Campinas – SANASA, foi utilizada em Brasília pela CAESB, também utilizando grades finas com espaçamento de 3 mm.

A investigação das técnicas brasileiras e as pesquisas até então desenvolvidas permitem confirmar a necessidade da adoção de grades grossas de proteção às grades finas em sequência. Os espaçamentos das grades finas possuem interesse de interferir no processo não somente para não permitir que sólidos diversos como: trapos, fibras, e outros adentrem ao Reator, mas também uma minimização da formação e acumulação de espuma como observado por Souza, Aquino e Chernicharo (2007a). Valores mínimos de espaçamento das grades finas de 3 (três) milímetros podem variar até 6 (seis) milímetros, mantendo o pequeno espaçamento necessário a proteção e melhor operacionalidade do UASB.

A **Figura 6.5** mostra a geometria tradicional do sistema de gradeamento antecedendo a medição de vazão e a caixa de areia.

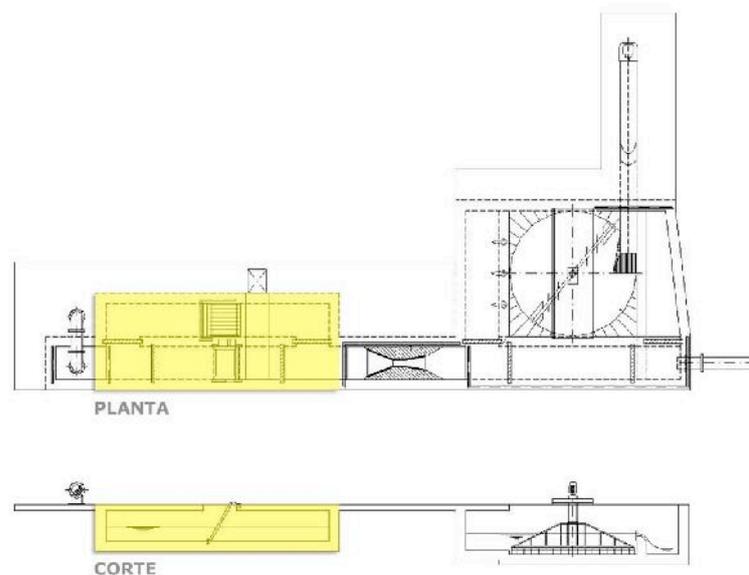


Figura 6.5 – Sistema de gradeamento.

Especificamente num reator UASB a retirada de areias se torna um tema essencial uma vez que, devido ao curto tempo de permanência, a vazão de esgoto que passa por ele é muito grande. Sendo assim, torna-se indispensável a retenção prévia dos sólidos inorgânicos sedimentáveis que, de outra maneira, se acumulariam e em pouco tempo ocupariam grande parte do volume do reator.

A Norma Brasileira, ABNT NBR 12.209 indica a remoção mínima de 95 % em massa de partículas com diâmetro menor ou igual a 0,2 mm, o que se consegue com uma taxa de escoamento superficial de 600 a 1.300 m³/m².dia (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e velocidades de escoamento de 0,30 m/s para vazão média e 0,40 m/s para a vazão máxima. É estimada a produção de 75 litros de SIS por 1000 m³ /dia de esgoto afluente, taxa admitida como média no Brasil (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994) para sistemas de coleta ainda não implantados, ou seja, aonde ainda não existam medições.

A **Figura 6.6** mostra o posicionamento tradicional do sistema de desarenação após a medição de vazão e o gradeamento.

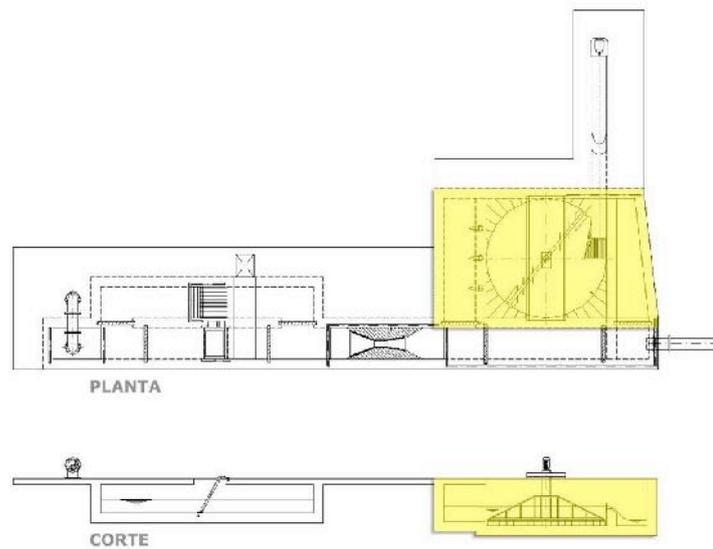


Figura 6.6 – Sistema de desarenação.

Alguns autores indicam o uso de caixas de gordura precedendo o tratamento anaeróbio, face a contribuições de regiões de comércio e restaurantes de uma cidade.

O processo de separação é um processo físico que ocorre por diferença de densidade, sendo normalmente as frações oleosas mais leves recolhidas na superfície. No caso de óleos ou borras oleosas mais densas que a água, esses são sedimentados e removidos por limpeza de fundo do tanque (GIORDANO, 2008).

Os óleos e gorduras, removidos, em geral, pelas caixas de gordura ou equipamentos de flotação mais sofisticados (que retiram também parte dos óleos emulsionados, aumentando a eficiência de tratamento), devem ter destinação apropriada, sendo encaminhados para reaproveitamento ou para aterro sanitário (BRAILE, 1993).

6.2.2. Tempo de Detenção Hidráulica

O tempo de detenção hidráulico (TDH) está associado diretamente a carga hidráulica aplicada ao sistema, ou seja, os sistemas com carga hidráulica alta terão tempo de detenção reduzidos. Esta situação pode trazer alguns riscos, como citado

por Chernicharo (2008): perda de biomassa, redução do tempo de residência celular e ainda o tempo de permanência da biomassa menor que seu tempo de crescimento.

Normalmente, para reatores UASB, acréscimo e decréscimo no valor do TDH são seguidos de diminuição e aumento na velocidade ascensional, respectivamente. Assim, baixo TDH é acompanhado por elevada velocidade ascensional, a qual provoca arraste dos sólidos afluentes e da biomassa ativa (MAHMOUD *et al.*, 2003). Isso, por sua vez, pode intensificar o processo de formação de espuma na superfície do reator (SOUZA; AQUINO; CHERNICHARO, 2007).

Os Tempos de Detenção Hidráulica curtos podem influenciar na maior ocorrência de escumas e, como alertam Versiani *et al.* (2005), nesse caso, seria mais provável que o lodo flotasse em virtude da turbulência e da formação de bolhas dentro dos flocos, devido à maior atividade do lodo.

O tempo de detenção hidráulica entre 6,0 e 10,0 horas, carga hidráulica volumétrica inferior a $6,0 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$, carga orgânica volumétrica variando entre 1,0 e 3,0 $\text{kgDQO}/\text{m}^3.\text{d}$ e velocidade ascensional entre 0,5 e 1,1 m/h , são os valores sugeridos na literatura especializada (CHERNICHARO, 2008).

Outro fator que influencia o processo biológico dentro do reator UASB é a temperatura. A digestão anaeróbia é dependente da temperatura, com a taxa de digestão decrescendo cerca de 11% para cada grau de redução da temperatura (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; COLARES *et al.*, 2005).

Chernicharo (2008) referenciando Lettinga; Hulshoff Pol (1991) associa Tempos de Detenção Hidráulica às variações de temperatura na condição mesofílica e às vazões afluentes ao reator, indicando basicamente um TDH maior que 6,0 horas para temperaturas maiores que 26°C , de 6,0 a 9,0 horas para temperaturas entre 20 e 26°C , e valores de TDH entre 10 e 14 horas para temperaturas variando de 16 a 19°C . Para vazões máximas ocorrendo durante um período de 4 a 6 horas durante o dia são indicados tempos de detenção com valores ao entorno de 2/3 daqueles valores de TDH para vazões médias diárias.

Para possibilitar cálculos do volume total do Reator em função do TDH, pode-se parametrizar o intervalo de 1 hora para o TDH, para a vazão média afluente, e 75% deste valor para a vazão máxima. Analisando as fontes anteriormente investigadas,

observa-se uma variação da temperatura do reator em aproximadamente 3°C para cada hora de TDH e, a partir disto, pode-se organizar um quadro de TDH para a vazão média e máxima, considerando a temperatura média do mês mais frio do ano, podendo-se construir a **Tabela 6.1**, conforme segue.

Tabela 6.1: TDH para Valores Diversos de Temperatura no Reator UASB.

Temperatura (°C)	Vazão Média	Vazão Máxima
Superior a 25°	6 horas	4 horas
Entre 22° e 25°	7 horas	4,5 horas
Entre 19° e 22°	8 horas	5,5 horas
Entre 16° e 19°	10 horas	7,0 horas

Para o compartimento de decantação a investigação bibliográfica indica valores entre 1,0 e 2,0 horas para o tempo de detenção na câmara (CHERNICHARO, 2008). Pode-se considerar uma análise conjunta com outro fator incômodo no UASB, que é a geração de espuma. Esta, para ser combatida através de taxas mais baixas de acumulação, necessitaria de uma biodegradação mais efetiva dos materiais no interior do separador trifásico, conseqüentemente com maiores valores de TD e menores velocidades de ascensão do líquido (SOUZA; AQUINO; CHERNICHARO, 2007; SOUZA; AQUINO; CHERNICHARO, 2007a). Assim, o TD igual ou superior a 1,5 horas é o valor indicado para a vazão média afluente e, para a vazão máxima, superior a 1h, mantendo-se a correlação de 75% do valor da vazão média.

6.2.3. Profundidade

“O trabalho de otimização do reator deverá conduzir, possivelmente, ao aumento da profundidade câmara de digestão, a fim de minimizar a ocorrência de arraste de sólidos devido a picos de vazão afluente” (BRITO *et al.*, 2001).

As dimensões resultantes da unidade devem ser compatíveis com os parâmetros de velocidade ascensional na câmara de transição, da ordem de $0,70 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$, e a profundidade do reator, de cerca de 4,5 a 5,5 m (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

A profundidade útil total dos reatores tipo UASB deve estar entre 4,0m e 5,0m, Sendo a profundidade do compartimento de decantação de 1,5 a 2,0 m e a profundidade do compartimento de digestão de 2,5 a 3,5 m (CHERNICHARO, 2008).

Analisando as observações dos diversos autores e as unidades apresentadas nos trabalhos técnicos, se conclui que a profundidade total do reator UASB, incluindo digestão e decantação, fica na faixa de 4,0 a 6,0 m. Evidentemente, esta dimensão será fruto do projeto de ajuste geométrico do UASB, na organização do compartimento de digestão, de decantação e reunião dos gases através do dispositivo separador trifásico.

A arquitetura volumétrica interna de um reator UASB é mostrada na **Figura 6.7**.

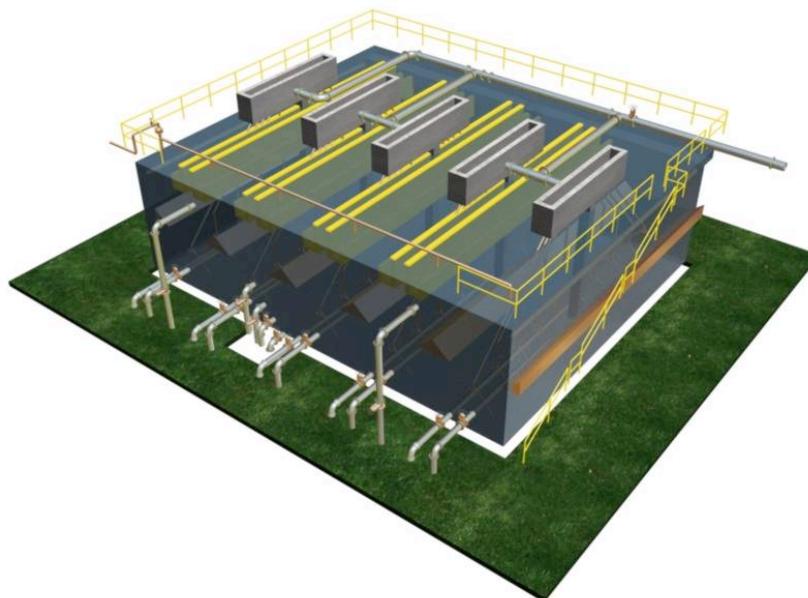


Figura 6.7 – Arquitetura volumétrica interna de um reator UASB.

6.2.4 Sistema de Distribuição

O sistema de distribuição de esgoto nos reatores deve ser provido de tubos capazes de atender a características dimensionais para descarga unitária de esgoto no fundo do reator com áreas reduzidas, não permitir o carreamento de ar para dentro do Reator, e ainda de permitir identificar possíveis pontos de entupimento.

O diâmetro deve ser grande o suficiente para proporcionar uma velocidade descendente do esgoto inferior a 0,2 m/s, de forma a propiciar que as bolhas de ar eventualmente arrastadas para dentro do tubo possam fazer o percurso ascensional, ou seja, contrário ao do esgoto. Para o caso de tratamento de esgotos de baixa concentração, este requisito de velocidade é usualmente atendido quando os tubos possuem diâmetro da ordem de 75 mm (CHERNICHARO, 2008).

Um sistema de distribuição de esgoto típico é mostrado na **Figura 6.8**.

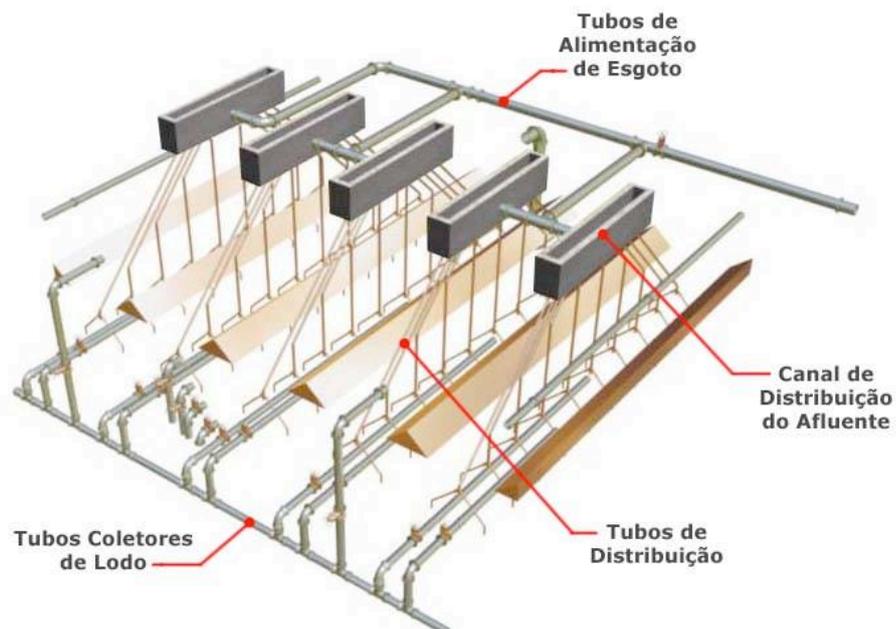


Figura 6.8 – Sistema de distribuição de esgoto afluente ao reator UASB.

A introdução de bolhas de ar no reator deve ser evitada pelas seguintes razões (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994):

- (a)** Podem provocar uma aeração do lodo anaeróbico, prejudicando a metanogênese;
- (b)** Podem causar uma mistura potencialmente explosiva com o biogás acumulado junto ao separador trifásico.

A área de distribuição de cada tubo vertical é fruto da carga orgânica a ser aplicada, e ainda da temperatura do Reator. Como o TDH (Tempo de Detenção Hidráulica) foi definido a partir destes condicionamentos, este é o parâmetro indicativo ideal para fixar valores de projeto. Cada ponto de descarga de esgoto no reator deve estar restrito a uma área de 2 a 3 m² para TDH iguais a 8,0 horas ou maior na vazão média e 3 a 4 m² para TDH iguais a 7 horas ou inferiores;

A descarga do esgoto no fundo do reator deve manter uma distância mínima que proporcione a divisão do fluxo em jorro hidráulico para equilíbrio divisorio do fluxo, o que é conseguido normalmente com uma distância do dobro do diâmetro. Portanto deve estar a uma distância de 0,10 a 0,20 m do fundo.

6.2.5 Velocidades

A velocidade ascensional é um importante fator interveniente no desempenho do processo (MAHMOUD *et al.*, 2003).

Velocidades mais elevadas promovem o aumento da colisão entre os sólidos suspensos afluentes e a manta de lodo, permitindo a adsorção e a captura destes, além de facilitar a separação das bolhas de gases formadas na superfície da biomassa. Inversamente, velocidades mais elevadas tendem a aumentar a força hidráulica de cisalhamento, possibilitar a desagregação dos sólidos capturados, e conseqüentemente, reduzir a sua capacidade de sedimentação e de permanência na manta de lodo (MAHMOUD *et al.*, 2003).

A velocidade ascensional na câmara de transição do reator deve estar na ordem de 0,7 m³/m².h ou 0,7 m/h para a vazão média (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Um dos fatores que se observa quando da queda de eficiência de um reator esta associada a ocorrência da alta concentração de sólidos suspensos no efluente, e este processo é provavelmente proveniente da ocorrência de flotação dos grânulos. Este condicionamento cinético é proveniente de alterações de velocidades no interior do reator.

Carvalho e Pires (2003) criaram um Modelo Matemático de comparação da resposta dinâmica de Reatores UASB submetidos a vazão cíclica diária: "O modelo matemático, apesar de bastante simplificado, apresenta resultados que corroboram as observações experimentais de trabalhos anteriores, ou seja, o reator UASB é capaz de amortecer as flutuações cíclicas impostas à vazão afluente. Para os casos simulados nesse trabalho foi possível verificar que a introdução da vazão senoidal não causa efeitos significativos sobre a eficiência média de remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos voláteis" (CARVALHO; PIRES, 2003).

Mesmo com aplicação de carga cíclica variável o sistema apresentou capacidade de tamponamento, com valores de alcalinidade total e alcalinidade a bicarbonato para o efluente superiores àqueles obtidos para o afluente (CARVALHO; SALGADO; PIRES, 2005).

Assim as condicionantes de projeto permitem a engenharia de controle necessária para definir a cinética de movimento no interior do reator UASB.

Questão fundamental de controle e conseqüentemente imperativa a ser definida no projeto é a velocidade ascensional no compartimento de digestão, assim como as velocidades de passagem do compartimento de digestão para o de decantação.

De posse dessas observações se pode concluir que a adoção da velocidade ascensional na câmara de transição do reator na ordem de $0,7 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ ou $0,7 \text{ m/h}$ para a vazão média.

6.2.6 Defletores

A instalação de defletores, localizados imediatamente abaixo das aberturas para o decantador, de forma a permitir a separação do biogás e propiciar apenas o líquido e os sólidos adentrarem ao compartimento de sedimentação, deverá ter um trans-

passa mínimo de 10 a 15 cm em relação à abertura para o decantador (CHERNICHARO, 2008).

O projeto da abertura dos decantadores deve ser tal, que permita uma adequada superposição dos defletores de gases, de forma que a separação dos gases ocorra antes que os esgotos tenham acesso ao decantador, favorecendo a sedimentação dos sólidos no interior da decantação. Em caso contrário, estas partículas sofreriam o carreamento para a parte superior do compartimento de decantação, perdendo-se matéria sólida para o efluente e reduzindo a eficiência do Reator UASB. O transpasse indicado por Chernicharo (2008), é fundamental para a consecução deste objetivo, e por geometria seu valor deverá estar no mínimo com 15 cm do limite da abertura para ocorrer a garantia de separação dos gases, impedindo sua entrada na decantação.

6.2.7 Decantação

Chernicharo (2008) indica que a velocidade de passagem do compartimento de digestão para o de decantação deve ser inferior que a faixa de 2,0 a 2,3 m/h, para a vazão média e a 4,0 a 4,2 m/h para a vazão máxima (CHERNICHARO, 2008).

A velocidade na zona de decantação pode estar compreendida na faixa 4,0 a 1,0 m³/m².h, respectivamente na entrada e no nível superior da câmara de decantação para a vazão máxima (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Brito *et al.* (2001), em seu trabalho apresentado no Congresso da ABES em 2001 declaram: A fundamentação conceitual desse novo reator baseia-se no fato de que as grandes variações de vazão afluentes aos reatores convencionais, sejam devidas a hidrogramas típicos horários ou a sistemas de bombeamento a montante das estações, levam à ocorrência de velocidades ascensionais bastante elevadas no interior dos reatores, particularmente nas aberturas (passagens) para os compartimentos de decantação. Tais velocidades provocam o arraste indevido de lodo do sistema, com a consequente perda de eficiência devido à presença de material particulado no efluente (BRITO *et al.*, 2001).

A bibliografia existente sobre o UASB é unânime em afirmar que as velocidades de entrada e de escoamento no compartimento de decantação não podem permitir o arraste de lodo para que não ocorra uma diminuição na eficiência do reator UASB, inclusive as indicações para os valores destas velocidades praticamente coincidem nas fontes pesquisadas (JORDÃO; PESSÔA, 2005; CHERNICHARO, 2008) desta forma as taxas de fluxo indicadas são $4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ na entrada para a decantação e de $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ no escoamento superficial do vertedouro de saída.

A profundidade do compartimento de decantação deve ser de 1,5 a 2,0 m (CHERNICHARO, 2008).

Uma das abordagens que não é encontrada na bibliografia existente sobre projetos de reatores UASB, refere-se a inclinação das paredes do decantador para não permitir zonas de acúmulo, desta forma deve-se adotar as recomendações técnicas utilizadas em tanques de lodo em Estações de Tratamento de Esgoto aeróbios, que é de 60° de inclinação nas paredes, devendo voltar a ser vertical na proximidade dos vertedouros.

6.2.8 Escuma

A caracterização da espuma torna-se cada vez mais necessária, pois se configura no maior problema dos reatores UASB e é preciso dar uma destinação adequada para esse resíduo que pode conter graxa, óleos vegetais e minerais, gordura animal, sabões, resíduos de comida, cascas de vegetais e frutas, cabelo, papel, algodão, ponta de cigarro e materiais similares. Os parâmetros que fazem parte dessa caracterização são o teor de óleos e graxas, a concentração de sólidos totais e voláteis, a DQO, a quantidade de surfactantes e também uma análise visual (VERSIANI *et al.*, 2005).

Como foi visto acima, no item 6.2.1, a empresa SANASA em Campinas, SP, reduziu o espaçamento de suas grades finas que antecedem o reator UASB e pretende, com esta providência, conseguir a diminuição da concentração no afluente, particularmente de sólidos suspensos (SS), e do tamanho dos sólidos particulados que adentram ao reator, esperando, como consequência, uma minimização da formação e acumulação de espuma (SOUZA; AQUINO; CHERNICHARO, 2007).

A espuma deve ser retirada (JORDÃO; PESSÔA, 2005; CHERNICHARO, 2008). Os reatores UASB deverão possuir dispositivo de retirada de espuma.

Um dos problemas técnicos a ser observado é a forma de retirada de espuma que se acumula na zona de gás, no divisor trifásico. Poderão ser utilizados tubos de sucção para retirada eventual desta espuma, ou utilizar-se vertedouro alteado, com a elevação do nível do líquido no setor de gás através da diminuição ou aumento da pressão diferencial do gás (CHERNICHARO, 2008).

Calhas de efluente e anteparos de espuma são ilustrados na **Figura 6.9**, a seguir.

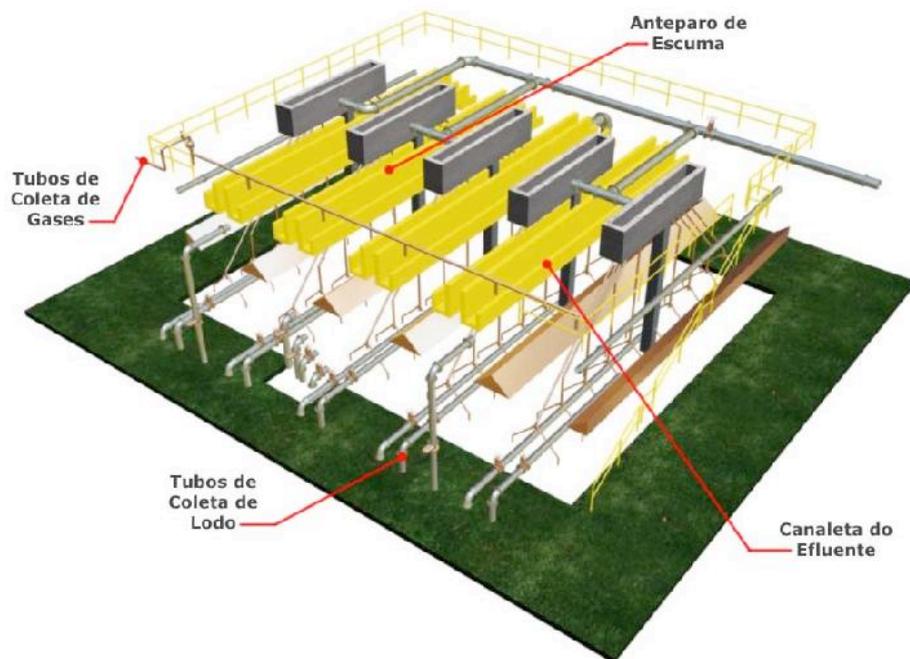


Figura 6.9 – Calhas de efluente e anteparo de espuma.

6.2.9 Gás

O biogás de um digestor de esgoto sempre tem um alto teor de metano e invariavelmente é inflamável. Tipicamente, o biogás de esgoto se compõe de 70 a 80% de metano, sendo que o restante é uma mistura de dióxido de carbono, nitrogênio, vapor

de água e uma pequena fração de gás sulfídrico e traços de outros gases, como amônia, hidrogênio e monóxido de carbono (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

As equações 4.10 a 4.17, apresentadas no Capítulo 4, item 4.6 – Avaliação da Produção de Biogás, permitem avaliar a produção volumétrica teórica de metano Q_{CH_4} (m^3/d), a partir da conversão de DQO total em um reator anaeróbico, a qual reduz-se a soma da DQO no efluente e da DQO reduzida pelo reator UASB. Foi visto que a DQO reduzida é composta por três outras parcelas:

$$DQO_{rem} = DQO_{CH_4} + DQO_{cel} + DQO_{ret} \quad (4.11)$$

A DQO convertida a metano é:

$$DQO_{CH_4} = Q \times (S_o - S) - Y_{obs} \times Q \times S_o \quad (4.15)$$

A produção teórica de metano é de 350 litros CH_4 por kg de DQO reduzida (CNTP). Na prática, são encontrados valores menores. O poder calorífico do biogás, após seco e tratado, é de 5,9 KWh/m^3 e, dependendo da composição e vazão, pode ser aproveitado em motores de combustão interna, na distribuição em rede após tratamento adequado, na alimentação de caldeiras e na geração de energia elétrica na ETE. Caso seu aproveitamento não se mostre adequado sob os aspectos técnico, econômico e ambiental, este é queimado em *flares* (queimadores) ou tratado antes de descartado na atmosfera através de biofiltração, adsorção em carvão ativado, absorção química (lavadores) ou oxidação térmica (CAMMAROTA, 2008).

Nos casos em que o biogás não é aproveitado, o reservatório (tanque pulmão) é substituído por uma válvula corta chama e um queimador de gases, preferencialmente localizados a uma distancia segura do reator. O medidor de biogás constitui-se em um dispositivo importante para o monitoramento da quantidade de gás produzida no sistema, essencial para a avaliação da eficiência do processo. A fim de evitar danos aos medidores, provocados pelo arraste de líquidos condensados ao longo das tubulações coletoras, a velocidade média de escoamento do biogás não deve ultrapassar a 3,5 m/s (CHERNICHARO, 2008).

Na aplicação de queima dos gases, deverá ser sempre garantida uma pressão mínima positiva no interior da câmara de gás do reator, de modo a não permitir o retorno da chama para dentro do reator UASB.

Além do confinamento dos gases e da exigência de dotar as instalações elétricas à prova de explosão, torna-se necessária também a instalação de outros dispositivos de segurança, válvulas de controle de pressão e vácuo, e queimadores de excesso de gás (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Por último, deve ser observado que o efluente final ainda carrega gás metano e outros incorporados ao meio, os quais irão ser liberados ao meio posteriormente, assim algumas precauções devem ser tomadas no lançamento final de modo a não permitir uma hidráulica com turbulência no lançamento do efluente.

6.2.10 Lodo

Uma das rotas de conversão da matéria orgânica em um sistema anaeróbio é a do crescimento bacteriano. Devido às baixas taxas de crescimento das bactérias anaeróbias tem-se uma baixa produção de sólidos biológicos no sistema de tratamento, que vem a constituir-se no lodo que deve ser descartado periodicamente. Essa baixa produção de lodo (da ordem de 0,10 a 0,20 kgSST/kgDQO_{apl}) afigura-se como uma das principais vantagens dos processos anaeróbios em relação aos aeróbios (CHERNI-CHARO, 2008).

A fim de possibilitar a retirada e a caracterização da biomassa nos diferentes níveis do compartimento de digestão, foram previstos nos reatores UASB da ETE Onça pontos de amostragem a 30, 80, 130, 180 e 230 cm do fundo do reator. A partir do monitoramento destes pontos obtêm-se o perfil de sólidos e a biomassa presente no sistema, facilitando a programação dos descartes de lodo (LOBATO *et al.*, 2007).

Devem ser previstas descargas de lodo junto ao fundo, que servirão também para esgotamento do reator.

A fim de possibilitar a retirada e a caracterização da biomassa nos diferentes níveis do compartimento de digestão, deverão ser instalados registros de esfera em

tubulações de 50 mm de diâmetro, espaçadas verticalmente de 50 cm (CHERNICHARRO, 2008).

O diâmetro mínimo das tubulações de descarga de lodo deve ser de 150mm, para evitar entupimentos.

O descarte do lodo dos reatores UASB é bem estabilizado (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e deve ser direcionado à secagem ou desidratação.

A **Figura 6.10** apresenta o sistema de tubulações de amostragem e descarte de lodo. O primeiro conjunto, ao centro, faz a descarga para uma caixa de inspeção, enquanto que dois outros conjuntos, destinados ao descarte de lodo, situam-se um de cada lado do eixo do reator.

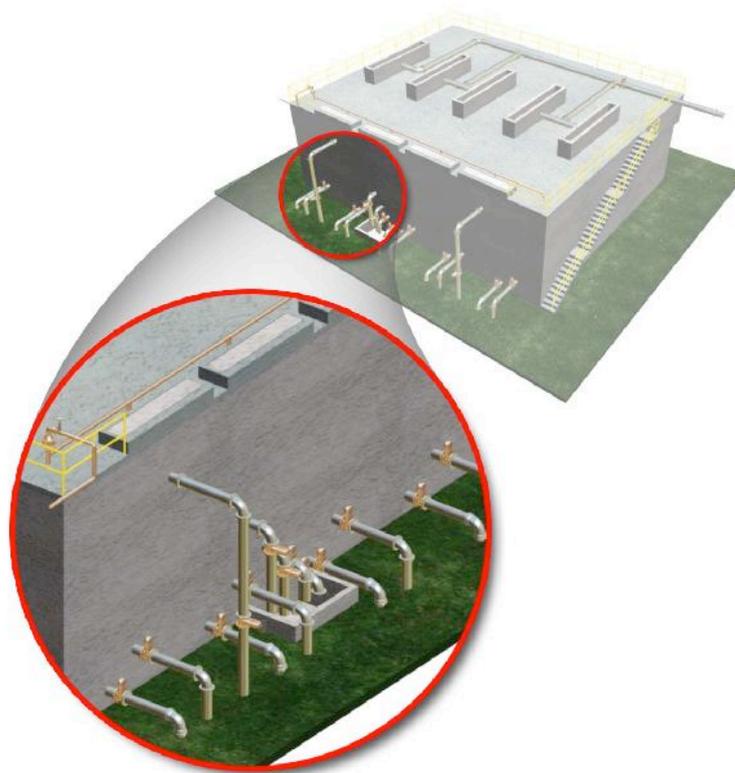


Figura 6.10 – Sistema de tubulações de amostragem e descarte de lodo.

6.3 Materiais de Construção

Os Requisitos Gerais de Qualidade da Estrutura citados no capítulo 5 da NBR 6118/2003 – “Projeto de Estruturas de Concreto”, da ABNT, associados às Diretrizes para Durabilidade das Estruturas de Concreto, no capítulo 6 da mesma norma, inferem a necessidade de se definir nos “Critérios de Projeto” dos reatores UASB, as características intrínsecas do concreto para esta estrutura, ou seja, a forma de tornar o concreto impermeabilizado, em face à sua classificação IV, na classe de agressividade ambiental, com o risco elevado de deterioração da estrutura.

Tais condições definem claramente a Relação água/cimento em massa como inferior a 0,45 e a Classe do Concreto (ABNT NBR 8953) maior que C40.

Esta ação poderá fazer parte da própria massa do concreto através do uso da microsílica adicionada na mistura do concreto, atingindo uma impermeabilidade na própria estrutura. Esta condição cada vez mais vem sendo aplicada em estruturas hidráulicas de águas agressivas ou não, de forma a garantir a estanqueidade hidráulica e não permitir ações químicas sobre a armadura através de micro-fissuras por ventura existentes.

A forma mais usual do tratamento de impermeabilização se faz pelo Método de Cristalização, aplicando-se o produto cristalizante através de pintura convencional com trincha ou brocha, ou por espargimento, como um *spray*, ou ainda por aplicação de argamassa de impermeabilização com espátula e desempenadeira mecânica.

Define-se o Método de Cristalização como sendo o processo que visa preencher os espaços vazios, característicos da estrutura do concreto, através da formação de cristais não solúveis e não tóxicos, pela aplicação de um produto que não altere suas características de funcionalidade. Os vazios da estrutura deverão ser preenchidos pelos cristais, eliminando-se totalmente os poros, capilaridades e microfissuras do concreto, de modo a não permitir a penetração de água sob pressão hidrostática, tanto negativas como positivas ou por capilaridade. Consequentemente a reação química que se dará no interior dos poros do concreto deverá contar com os produtos químicos existentes no concreto (THOMAS, 2008).

O tratamento de impermeabilizações deverá ser previsto para as seguintes localizações para garantir a perfeita estanqueidade (THOMAS, 2008):

- Paredes internas da estrutura de concreto que estarão em contato com os líquidos ou vapores do tratamento;
- Lajes de fundo e de cobertura de estruturas de concreto que estarão em contato com os líquidos ou vapores do tratamento;
- Paredes internas das estruturas de concreto submetidas à pressão hidrostática do lençol freático: subsolos de edificações, paredes de estruturas de concreto enterradas ou semi-enterradas;
- Pisos sujeito à percolação da umidade do solo;
- Juntas de concretagem em todo o comprimento da junta, essa operação será concomitantemente com o lançamento do concreto da etapa seguinte;
- Juntas de dilatação de estruturas de concreto. Neste caso devem ser utilizados conjuntamente com matérias flexíveis, que absorvam os deslocamentos compatíveis com a movimentação da estrutura de concreto.

6.4 Aspectos Operacionais

Um fator importante a ser considerado é que o bom desempenho operacional de qualquer sistema de tratamento, seja ele isolado ou combinado com outros sistemas, só poderá ser alcançado se o projeto da estação de tratamento for bem concebido, bem implantado e, também, que a referida estação seja corretamente operada. Para isto, é de fundamental importância que o funcionamento de um determinado sistema de tratamento seja acompanhado por um programa de monitoramento que inclua os aspectos importantes à operação do mesmo. Sendo assim, além de atividades necessárias para assegurar o bom funcionamento das unidades de pré-tratamento, são necessárias atividades de monitoramento da eficiência e da estabilidade do processo biológico, bem como da quantidade e da qualidade do lodo do sistema (CRUZ; LIMA, 2007).

Uma das condições fundamentais, em cima das quais se assenta a capacidade do reator UASB de acomodar altas cargas é a sua característica de alta retenção de lodo, desde que haja suficiente contato entre a biomassa e o esgoto. No entanto a capacidade de armazenamento de lodo no interior do reator se esgota gradativamente, podendo levar a uma descarga involuntária de lodo no efluente. Este fato deve ser evitado, pois configura a deterioração da qualidade do efluente, com o aumento da concentração de sólidos suspensos totais e da DQO particulada (ROCHA; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2003).

Dessa forma, as descargas de lodo devem ser programadas de modo a evitar que a massa atinja o valor máximo que o reator pode armazenar. Uma das ferramentas rotineiras no monitoramento do reator UASB é a determinação do perfil de sólidos, que permite obter a configuração do leito e da manta de lodo e, junto à determinação da atividade metanogênica específica da biomassa, pode-se estabelecer uma frequência regular de descarte, de modo a não comprometer o desempenho do sistema (ROCHA; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2003).

A rotina de descarte de lodo no reator deve ser acompanhada pelos seguintes parâmetros: Massa Mínima ($M_{\text{mín}}$), Massa Máxima ($M_{\text{máx}}$) e Massa Crítica ($M_{\text{crít}}$) (PONTES *et al.*, 2003).

Comparando-se os valores das massas totais com as respectivas concentrações de sólidos totais voláteis, poder-se-ia inferir acerca do valor de $M_{\text{crít}}$, isto é, massa acima da qual se verifica a perda de sólidos no efluente e a partir desta, definir um intervalo mais preciso de descarte de lodo (ROCHA; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2003).

O teste de atividade metanogênica específica (AME) deve ser levado a cabo no sentido de se agregar a avaliação da biomassa em atividade no reator. A partir de um valor medido da AME, poderia ser determinada a massa mínima de lodo para se manter um bom desempenho do reator (CHERNICHARO, 2008).

CAPÍTULO 7

PROPOSTA DE PROTOCOLO DE PROJETO DE REATORES UASB

PROPOSTA DE PROTOCOLO DE PROJETO DE REATORES UASB

7.1 Tratamento Preliminar

De acordo com as observações apresentada no Capítulo 6, item 6.2.1 - Tratamento Preliminar, os reatores UASB devem ser precedidos de remoção de sólidos grosseiros através de gradeamento fino, de desarenação e, onde necessário, de caixa de gordura.

Deverão existir gradeamentos finos com espaçamento entre barras variando de um máximo de 6 mm a um mínimo de 3 mm.

O desarenador deve ser projetado para remoção mínima de 95% em massa das partículas com diâmetro equivalente igual ou superior a 0,2 mm.

7.2 Tempo de Detenção Hidráulica

Para fixação do tempo de detenção hidráulica, o projetista deve sempre considerar a temperatura como fator primordial para sua avaliação, e sempre o valor da temperatura média do mês mais frio.

Para a vazão média, o TDH deve ser igual ou superior a:

- a) 6h para temperatura do esgoto superior a 25⁰C
- b) 7h para temperatura do esgoto entre 22⁰C e 25⁰C
- c) 8h para temperatura do esgoto entre 19⁰C e 22⁰C
- d) 10h para temperatura do esgoto entre 16⁰C e 19⁰C

Para a vazão máxima, o TDH deve ser igual ou superior a:

- a) 4h para temperatura do esgoto superior a 25°C
- b) 4,5h para temperatura do esgoto entre 22°C e 25°C
- c) 5,5h para temperatura do esgoto entre 19°C e 22°C
- d) 7h para temperatura do esgoto entre 15°C e 19°C.

7.3 Profundidade Útil

Tendo como referência a abordagem do Capítulo 6, item 6.2.3, a profundidade útil total dos reatores UASB deve estar entre 4,0m e 6,0m, incluindo aí a profundidade da zona de reação e da câmara de decantação.

A profundidade mínima do compartimento de digestão (do fundo do reator à entrada do compartimento de decantação) deve ser de 2,5m.

7.4 Sistema de Distribuição

O sistema de distribuição de esgoto nos reatores deve atender aos requisitos seguintes:

- a) Permitir a identificação dos locais de obstrução;
- b) Não permitir o arraste de ar para dentro do reator;
- c) O diâmetro interno mínimo dos tubos de distribuição deve ser de 75mm;
- d) Cada ponto de descarga de esgoto no reator deve estar restrito a uma área de 2 a 3 m² para TDH iguais a 8 hs ou maior na vazão média e 3 a 4 m² para TDH iguais a 7 hs ou inferiores;
- e) A descarga do esgoto no reator deve estar a uma distância de 0,10 a 0,20 m do fundo.

7.5 Velocidades

Conforme as observações apresentadas no Capítulo 6, item 6.2.5, a velocidade ascensional na câmara de transição do reator deve ser da ordem de $0,7 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ ou $0,7 \text{ m/h}$ para a vazão média.

7.6 Defletores

Os defletores para separação dos gases devem exceder em pelo menos 15 cm a abertura de passagem para o compartimento de decantação.

7.7 Decantação

A profundidade útil mínima do compartimento de decantação deve ser de 1,5m.

As paredes inclinadas do compartimento de decantação devem ter inclinação de 60° .

A velocidade do fluxo na entrada do compartimento de decantação deve ser igual ou inferior a $4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ para a vazão máxima.

A taxa de escoamento superficial no compartimento de decantação deve ser igual ou inferior a $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ para a vazão máxima.

As paredes do compartimento de decantação deverão ser inclinadas em 60° para não permitir o acúmulo de lodo. Junto ao vertedouro a face deverá ser vertical.

7.8 Escuma

Os reatores UASB deverão possuir dispositivo de bloqueio (anteparo) e retirada de escuma, conforme descrito no Capítulo 6, item 6.2.8.

7.9 Gás

Na avaliação do aproveitamento do Biogás deverá ser executado estudo sob os aspectos técnico, econômico e ambiental, com base nos volumes de CH₄ obtidos a partir da DQO reduzida e de seu poder calorífero, estimado em 5,9 KWh/m³ após seco e tratado.

Nos casos em que o biogás não é aproveitado energeticamente, deverá haver um queimador de gases (*flare*) e neste caso, deverá ser sempre garantida uma pressão mínima positiva no interior da câmara de gás do reator, de modo a não permitir o retorno da chama, assim como dispositivos de corta-chamas, válvulas de alívio e purgadores.

O medidor de biogás constitui-se em um dispositivo importante para o monitoramento da quantidade de gás produzida no sistema, essencial para a avaliação da eficiência do processo.

Para preservar os medidores, a velocidade média de escoamento do biogás nas tubulações não deve ultrapassar a 3,5 m/s, em face aos líquidos condensados ao longo das tubulações coletoras.

No movimento líquido no interior do reator UASB devem ser evitadas situações de condicionamento hidráulico que permitam turbulência de modo a mitigar a liberação de gases no processo de tratamento.

7.10 Lodo

Conforme exposto no Capítulo 6, item 6.2.10, são as seguintes as determinações para o sistema de controle e descarte de lodos:

Devem ser previstas descargas de lodo junto ao fundo, que servirão também para esgotamento do reator.

A fim de possibilitar a retirada e a caracterização da biomassa nos diferentes níveis do compartimento de digestão, deverão ser instalados registros de esfera em

tubulações de 50 mm de diâmetro, espaçadas verticalmente de 50 cm (CHERNICHARRO, 2008).

O diâmetro mínimo das tubulações de descarga de lodo deve ser de 150mm, para evitar entupimentos.

O descarte do lodo dos reatores UASB é bem estabilizado (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e deve ser direcionado à secagem ou desidratação .

7.11 Materiais de Construção

7.11.1 Concreto

Conforme mencionado no Capítulo 6, item 6.3 – Materiais de Construção, os Requisitos Gerais de Qualidade da Estrutura citados no capítulo 5 da NBR 6118/2003 – “Projeto de Estruturas de Concreto”, da ABNT, associados às Diretrizes para Durabilidade das Estruturas de Concreto, no capítulo 6 da mesma norma, inferem a necessidade de se definir nos “Critérios de Projeto” dos reatores UASB, as características intrínsecas do concreto para esta estrutura, ou seja, a forma de tornar o concreto impermeabilizado, em face a sua classificação IV, na classe de agressividade ambiental, com o risco elevado de deterioração da estrutura.

7.11.2 Aço

Com a construção da estrutura do reator UASB em material metálico, conforme mencionado no Capítulo 6, item 6.3, as superfícies metálicas são expostas a atmosferas úmidas, a diferença de potencial e à presença do eletrólito, líquido condutor de elétrons; tais circunstâncias propiciam a migração de íons, criando condições para o surgimento da corrosão (GNECCO, 2001, citado por TRAJANO *et al.*, 2003), razão pela qual deverão ser providos revestimentos protetores flexíveis ao longo de toda esta área.

7.11.3 Materiais Plásticos

Dentre os materiais plásticos, o PEAD (polietileno de alta densidade) é usado estrutura do reator, tanto por ser quimicamente inerte perante os produtos químicos agressivos como por sua potencialidade como material estrutural (ver Capítulo 5, item 5.2.3).

Na aplicação de queima dos gases, deverá ser sempre garantida uma pressão mínima positiva no interior da câmara de gás do reator.

7.12 Procedimentos Operacionais

As descargas de lodo devem ser programadas de modo a evitar que a massa atinja o valor máximo que o reator pode armazenar. Uma das ferramentas rotineiras no monitoramento do reator UASB é a determinação do perfil de sólidos, que permite obter a configuração do leito e da manta de lodo e, junto à determinação da atividade metanogênica específica da biomassa, pode-se estabelecer uma frequência regular de descarte, de modo a não comprometer o desempenho do sistema.

A rotina de descarte de lodo no reator deve ser acompanhada através dos seguintes parâmetros: Massa Mínima (M_{\min}), Massa Máxima (M_{\max}) e Massa Crítica (M_{crit}).

Realização do Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME), para complementar a avaliação da atividade da biomassa no reator. A partir de um valor da AME, poderia ser determinada a massa mínima de lodo para se manter um bom desempenho do reator. Um valor teórico de AME, da ordem de $0,8 \text{ kg DQOCH}_4 \cdot \text{kg SVT}^{-1}$, pode ser utilizado para uma inferência (CHERNICHARO, 2008).

CAPÍTULO 8

CONCLUSÃO

CONCLUSÃO

A título de conclusão desta obra concisa sobre projeto, construção e operação de reatores UASB, é pertinente enfatizar alguns pontos que podem ser de utilidade para aqueles envolvidos com este tipo de equipamento:

No que se refere ao gradeamento, cabe enfatizar a necessidade da inserção de gradeamento fino antecedendo o reator como requisito obrigatório para um bom desempenho do processo de tratamento como um todo, tanto em termos de eficiência quanto para sua operação. Deverão existir gradeamentos finos com espaçamento entre barras variando de um máximo de 6 mm a um mínimo de 3 mm. A redução do tamanho das partículas é desejada para se acelerar o grau de hidrólise e as taxas de conversão metabólicas no reator anaeróbio, bem como para a minimização da formação e acumulação de espuma.

A desarenação, por sua vez, é uma providência essencial, já que os volumes são reduzidos em relação a outros tipos de tratamento de modo que, sem retenção prévia dos sólidos inorgânicos sedimentáveis, estes se acumulariam e, em pouco tempo, ocupariam grande parte do volume do reator UASB. É indicada a remoção mínima de 95% em massa de partículas com diâmetro menor ou igual a 0,2 mm.

Quanto às caixas de gordura, sua utilização estará condicionada ao tipo de esgoto afluente ao reator UASB, como contribuições de regiões de comércio e restaurantes de uma cidade. Em tais casos, deverá ser inserida caixa de gordura a montante do reator, sendo indicado o processo físico de separação que ocorre por diferença de densidade.

Quanto ao tempo de detenção hidráulica (TDH), é patente a sua associação à temperatura média do mês mais frio do ano. O Brasil possui imensas regiões com temperaturas tropicais, na faixa mesofílica, e por isto o desenvolvimento dos processos de tratamento anaeróbio é tão intenso no país. Contudo, grandes variações da temperatura podem ocasionar um desequilíbrio entre as bactérias acidogênicas e as bactérias metanogênicas, afetando conseqüentemente todo o processo de tratamento anaeróbio. Para temperaturas inferiores a 30°C, a taxa de digestão decresce cerca de 11% para cada grau de redução da temperatura. Variações de 10°C a menor repre-

sentam quase o dobro do tempo de detenção, desta forma repercutindo no volume do reator.

Durante as pesquisas e discussões sobre o cálculo da Carga Biológica, ou relação A/M, foram detectadas novas situações conceituais com respeito ao volume a ser considerado nas avaliações de cálculo do reator UASB. Foram observadas, em trabalhos científicos, abordagens que permitem concluir que ao se analisar setorialmente zonas volumétricas dentro do reator, são obtidos resultados diferentes para a eficiência. Conseqüentemente, deve ser aprofundada a pesquisa com relação à aplicação da relação A/M (Alimento/Massa) para o dimensionamento do reator UASB, sendo neste caso considerado o volume real do processo reacional na região da manta de lodo e não o volume total do reator UASB.

Quanto à profundidade útil dos reatores, têm sido observados valores mínimos intrinsecamente necessários à eficiência do processo do reator UASB, tanto na fase de digestão quanto na fase de decantação. As dimensões resultantes da unidade devem ser compatíveis com os parâmetros de velocidade ascensional na câmara de transição, da ordem de $0,70 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, e a profundidade do reator, de cerca de 4,0 a 6,0 m.

Quanto às velocidades dentro do reator UASB, seja a ascensional ou de passagem entre compartimentos, deve-se atentar para o fato de que as mesmas condicionam a eficiência do processo, já que afetam o controle dos sólidos suspensos. Velocidades mais elevadas tendem a aumentar a força hidráulica de cisalhamento, possibilitar a desagregação dos sólidos capturados e, conseqüentemente, reduzir a sua capacidade de sedimentação e de permanência na manta de lodo.

Quanto à fase de decantação, deve-se atentar para o controle do arraste de sólidos nos picos de vazão. A ocorrência de velocidades ascensionais elevadas no interior dos reatores provoca o arraste indevido de lodo do sistema, com a conseqüente perda de eficiência devido à presença de material particulado no efluente.

Quanto ao sistema de distribuição de esgoto nos reatores UASB, deve-se cuidar para que sua uniformidade de distribuição não seja prejudicada diante da necessidade de movimento de fluxo dentro do reator. Os diâmetros devem ser suficientes para proporcionar uma velocidade descendente do esgoto inferior a $0,2 \text{ m/s}$, de forma a propiciar que as bolhas de ar eventualmente arrastadas para dentro do tubo possam fazer o percurso ascensional, ou seja, contrário ao do esgoto. A introdução de bolhas

de ar no reator deve ser evitada pois podem provocar uma aeração do lodo anaeróbio, prejudicando a metanogênese, ou ainda podem causar uma mistura potencialmente explosiva com o biogás acumulado junto ao separador trifásico. O diâmetro mínimo deve ser de 75 mm.

Quanto à grande vilã do processo, a espuma, há parâmetros de caracterização através de óleos e graxas, concentração de sólidos totais e voláteis, DQO, quantidade de surfactantes, além da necessária análise visual. Embora a adoção do tratamento preliminar com o uso de grades finas e de caixa de gordura minimize sua ocorrência, os reatores UASB deverão possuir dispositivo de retirada de espuma. Tal retirada deve ser efetuada mediante dispositivo de anteparo que impeça a passagem da espuma para as canaletas de coleta do esgoto tratado. A limpeza da espuma será feita através de acesso pela laje superior do reator UASB.

O poder calorífico do biogás, após seco e tratado, é de 5,9 KWh/m³ e, dependendo da composição e vazão, pode ser aproveitado em motores de combustão interna, na distribuição em rede após tratamento adequado, na alimentação de caldeiras e na geração de energia elétrica na ETE. Caso seu aproveitamento não se mostre adequado sob os aspectos técnico, econômico e ambiental, este deve ser queimado em *flares* (queimadores).

Quanto à engenharia de materiais, deve-se considerar atentamente as características do concreto usado na construção dos reatores UASB, conforme descrito na presente obra.

Devem também ser enfatizados os requisitos operacionais de um sistema de tratamento utilizando um reator UASB, levando-se para isto em conta as ações de controle e acompanhamento do processo indicadas nos capítulos anteriores.

Quando se aborda o cálculo da Carga Biológica, ou relação A/M, são detectadas situações conceituais que certamente devem ser objeto de pesquisas com referência ao cálculo do volume a ser considerado nas avaliações daquele parâmetro, se o volume total ou o volume parcial (apenas) na região da manta de lodo. É recomendável a realização de pesquisas futuras especificamente sobre os cálculos envolvendo este parâmetro.

Diante da importância e da difusão dos Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) no Brasil, é recomendável a inclusão nas Normas Técnicas Brasileiras das indicações geométricas e configurações cinéticas nos respectivos projetos, assim como a indicação dos materiais de construção e requisitos de operação mínimos.

É recomendável também que as empresas que venham a construir unidades UASB realizem seus projetos em conformidade com as indicações do Protocolo aqui apresentado, de maneira a otimizar o processo de tratamento, tanto por sua eficiência, quanto pelo controle de situações negativas que possam existir em decorrência da emissão de odores ou pela perda de gases gerados para a atmosfera.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, E. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Diversidade microbiana metanogênica em reatores UASB tratando esgoto sanitário e submetidos a diferentes condições operacionais. *In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water Quality for Agriculture** - irrigation and drainage. Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO, Rome, Paper Number 29, 1985.
- BICALHO, J. R. S. Modelagem computacional de um reator anaeróbico fabricado em polietileno de alta densidade rotomoldado. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto Politécnico, RJ, Brasil, 2007.
- BORGES, R. M.; MUNARO, C. J.; GONÇALVES, R. F. Desenvolvimento de modelos identificados para diagnósticos operacionais em reatores UASB. *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- BORGES, R. M.; MUNARO, C. J.; GONÇALVES, R. F. Alternativas de monitoramento e diagnóstico operacional sem intervenção humana em reatores UASB tratando esgoto sanitário. *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005a.
- BRAILE, P. M. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993.
- BRITO, L. H. N. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; VON SPERLING, M.; BARCELLOS, F. N. M. Otimização de um reator UASB compartimentado aplicado ao tratamento de esgotos tipicamente domésticos. *In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro: ABES, 2001.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3.ed. São Paulo: CETESB, 1986.
- BROSTEF, R. C.; NEDER, K. D.; SOUZA, M. A. A. Análise comparativa do desempenho de estações de tratamento de esgotos do Distrito Federal. *In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro: ABES, 2001.
- CAMMAROTA, M. C. **Tratamento de Efluentes Líquidos**: notas de aula - EQB-482 Engenharia de Meio Ambiente. Escola de Química da UFRJ, 2008.
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CARVALHO, K. Q.; PIRES, E. C. Comparação entre resposta dinâmica de diferentes configurações de reatores UASB submetidos a vazão cíclica diária: modelo matemático simplificado. *In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- CARVALHO, K. Q.; SALGADO, M. T.; PIRES, E. C. Influência da variação cíclica de carga hidráulica no comportamento do reator UASB. *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**: reatores anaeróbios. Vol. 5. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2008.

- COLARES, E. R. C.; COSTA, E. R. C. Influência da temperatura dos esgotos domésticos na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos em reator de manta de lodo – ETE Esmeralda. *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005.*
- CORD-RUWISCH, R.; KLEINITZ, W.; WIDDEL, F. Sulfate-reducing bacteria and their activities in oil production. *Journal of Petroleum Technology*, v. 39, n. 1, p. 97-106, 1987.
- COSTA, D. F. Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto. Dissertação de Mestrado. Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia (PI-PGE) da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006, 194 pp.
- COURA, M. A.; HAANDEL, A. C. Comportamento do sistema anaeróbio-aeróbio com o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e o sistema de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico em região tropical. *In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.*
- COUTINHO, F. M. B.; MELLO, I. L.; SANTA MARIA, L. C. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. *Polímeros: ciência e tecnologia*, v. 13, n. 1, p. 1-13, 2003.
- CRUZ, E. P.; LIMA, M. G. S. Estabilidade e eficiência operacional do sistema combinado de reatores UASB/filtro anaeróbio, tratando águas residuárias domésticas. *In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007.*
- GIORDANO, G. **Tratamento e Controle de Efluentes Industriais**: notas de aula. UERJ, Rio de Janeiro, 2008.
- GOMES, C. S.; ALVES, H. B.; SQUIBA, L. M. Escumas como pesadelos dos tratamentos RALF e UASB, para esgotos sanitários. *In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007.*
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4.ed. Rio de Janeiro: Editora SEGRAC, 2005, 906 pp.
- LEITÃO, R. C.; HAANDEL, A. C.; COLZI, A. L.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. Sedimentabilidade do lodo de reatores UASB. *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005.*
- LEITE, V. D.; SILVA, J. B. P.; SOUSA, J. T.; ATHAYDE Jr., G. B.; SILVA, J. V. N. Estimativa do potencial de corrosão e toxicidade e ocorrência de odores desagradáveis devido às espécies de enxofre presentes em águas residuárias. *In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro: ABES, 2001.*
- LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; OLIVEIRA, J. M.; SOUZA, O. J.; RODRIGUES, J. Avaliação de desempenho da pré-operação dos reatores UASB da ETE Onça: capacidade instalada 2,05 m³/s. *In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007.*
- MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors - a review. *Bioresource Technology*, v. 90, n. 1, p. 1-9, 2003.
- MCCARTY, P. L. The development of anaerobic treatment and its future. *Water Sci. Technology*, v. 44, n. 4, p. 149-156, 2001.
- METCALF & EDDY **Wastewater Engineering**: treatment, disposal and reuse. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1991, 1265pp.

METCALF & EDDY **Wastewater Engineering**: treatment and reuse. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 2003, 1771pp.

MORAIS, J. C.; KATO, M. T.; FLORÊNCIO, L. Avaliação de um sistema UASB para tratamento de esgotos domésticos em Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco. *In*: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

MORAIS, J. C. Efeito da temperatura em reatores UASB termofílicos redutores de sulfato, utilizando metanol como doador de elétron. *In*: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

NEVES, C. J. A. Resistência química de PE's a vários reagentes químicos. OPP Petroquímica S.A. Boletim Técnico, n. 13, agosto 1999.

NUNES, C. F.; NUNES, C. F.; COSTA, H. S. Concepção, construção e partida de um reator anaeróbio do tipo manta de lodo convencional em escala de laboratório. *In*: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007.

PENNA, J.A. Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1994.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; FRADE, E. C.; LOBATO, L. C. S. Tratamento combinado de esgoto sanitário e lodo aeróbio de retorno em um reator UASB com otimização do sistema de descarte de lodo. *In*: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

ROCHA, N. E. P; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação de Desempenho e Determinação do Perfil de Sólidos de um Reator UASB em Escala Real. *In*: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

SILVA, A. L. B. Avaliação do comportamento da biomassa metanogênica do lodo proveniente de UASB digerindo lodo aeróbio de descarte, através do teste de atividade metanogênica específica. *In*: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

SOUBES, M. Microbiologia de la digestion anaerobia. *In*: Anales del III Taller y Seminario Latinoamericano: tratamiento anaeróbio de águas residuales. Montevideo, Uruguay, p. 15-28, 1994.

SOUZA, C. L.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Ocorrência de espuma em reatores UASB tratando esgotos tipicamente domésticos: caracterização quantitativa e qualitativa. *In*: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007.

SOUZA, C. L.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Espuma do decantador de um reator UASB tratando esgotos tipicamente domésticos: caracterização em período prolongado de acumulação. *In*: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007a.

TEIXEIRA, A. R.; ALVES, C. V. P.; PAULA, F. S.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Influência do peneiramento forçado do esgoto bruto no desempenho de reator UASB tratando esgoto doméstico. *In*: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

TEIXEIRA, A. R.; ALVES, C. V. P.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Caracterização e avaliação de tratabilidade do material retido em unidade de peneiramento forçada

do de esgoto bruto. *In*: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005a.

THOMAS, E. **Notas de Aula**: patologia estrutural – fissuração. Instituto Militar de Engenharia, IME, Rio de Janeiro, RJ, 2008.

TRAJANO, A. S. A.; CAMARGO, E. F.; WANDERLEY, T. F.; SILVA, G. G.; QUEIROZ, S. C. B. Tratamento anticorrosivo essencial para a durabilidade de reatores de aço. *In*: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgoto**: um manual para regiões de clima quente. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, 1994.

VERSIANI, B. M.; JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN Jr., I.; DEZOTTI, M. W. C.; AZEVEDO, J. P. S. Fatores intervenientes no desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais. *In*: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

VIEIRA, S. M. M.; SOUZA, M. E. Métodos analíticos para o acompanhamento da biodigestão. *Revista Energia*, v. 3, n. 15, p. 26-36, 1981.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 1. 2.ed., Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento de Esgotos**: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 2. Belo Horizonte: UFMG, 1998.

WEBER, M. I. Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leiteo fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2006.

WEF **Manual Practice No. 8**: Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. Vol. II. American Society of Civil Engineers. New York, NY, 1992.

YSPEERT, P.; VEREIJKEN, T.; VELLINGA, S.; DE VEGT, A. The IC reactor for anaerobic treatment of industrial wastewater. *In*: **International Course on Anaerobic Treatment**. Wageningen Agricultural University-IHE, Delft, Wageningen, 1995.