



REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS E APROVEITAMENTO DE BIOGÁS

INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES

UFES, UEPB, SANEPAR, UFMG, UFSC, UNICAMP



Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás*, do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB – Edital 03, coordenada pelo Prof. Sérgio Túlio Cassini do Departamento de Saneamento Ambiental da UFES.

O objetivo geral do Programa é desenvolver e aperfeiçoar tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção e que resultem na melhoria da qualidade de vida da população brasileira, especialmente as camadas menos favorecidas.

Operacionalizado através de redes cooperativas e gerenciado pela FINEP, o PROSAB já lançou 3 editais para a seleção de instituições capacitadas para desenvolver projetos em temas prioritários (1996, 1998 e 2000). Contando com o apoio da ABES, o financiamento do PROSAB é compartilhado pela FINEP, CNPq e CAIXA que alocam recursos para projetos, bolsas de pesquisa e ações de avaliação e divulgação, respectivamente.

A execução das pesquisas de forma cooperada tem permitido a abordagem integrada das ações dentro de cada tema, otimizando a aplicação dos recursos e evitando a duplicidade e a pulverização de iniciativas. As redes integram os pesquisadores das diversas instituições, homogeneizam a informação entre seus integrantes e possibilitam a capacitação permanente de instituições emergentes. No âmbito de cada rede, os projetos das diversas instituições têm interfaces e enquadram-se em uma proposta global de estudos, garantindo a geração de resultados de pesquisa efetivos e prontamente aplicáveis no cenário nacional. A atuação em rede permite, ainda, a padronização de metodologias de análises, a constante difusão e circulação de informações entre as instituições, o estímulo ao desenvolvimento de parcerias e a maximização dos resultados.

As redes de pesquisas são acompanhadas e permanentemente avaliadas por consultores, pelas agências financiadoras e pelo Grupo Coordenador, através de reuniões periódicas, visitas técnicas e seminários anuais.

O PROSAB tem sido divulgado na sua home page (www.finep.gov.br/prosab), e através de diversas publicações em revistas especializadas e da apresentação de trabalhos e participação em mesas redondas nos principais eventos da área de Saneamento Básico. Ao término de cada edital são elaborados livros, manuais e coletânea de artigos versando sobre as tecnologias desenvolvidas, distribuídos gratuitamente para as prefeituras, concessionárias de serviços de saneamento e bibliotecas. Também, são ministrados cursos sobre essas tecnologias em diversas localidades do país.

Ao longo dos últimos 7 anos, o PROSAB vem se destacando na área de Saneamento como modelo de gestão de programa cooperativo e financiamento compartilhado, em função dos resultados já obtidos, quais sejam: desenvolvimento e aperfeiçoamento de diversas tecnologias, produtividade científica, formação e capacitação de recursos humanos especializados, modernização da infra-estrutura de pesquisa e desenvolvimento, consolidação de grupos de pesquisa emergentes, dentre outros.





GRUPO COORDENADOR DO PROSAB

Jurandyr Povinelli – EESC
jpovinel@sc.usp.br

Cícero O. de Andrade Neto – UFRN
cicero@ct.ufrn.br

Deíza Lara Pinto – CNPq
dlara@cnpq.br

Marcos Helano Montenegro – Ministério das Cidades
marcos.montenegro@idades.gov.br

Anna Virgínia Machado – ABES
annav@ax.apc.org

Sandra Helena Bondarovsky – CAIXA
sandra.bondarovsky@caixa.gov.br

Jeanine Ribeiro Claper – CAIXA
jeanine.claper@caixa.gov.br

Célia Maria Poppe de Figueiredo – FINEP
cmfigue@finep.gov.br

O PROSAB – Edital 3 foi parcialmente financiado com recursos do Fundo de Recursos Hídricos.



Sérvio Túlio Cassini
(coordenador)

Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás

Vitória - ES
2003

Copyright © 2003 ABES - RJ

1ª Edição – tiragem: 1300 exemplares

Projeto gráfico, editoração eletrônica e fotolitos

RiMa Artes e Textos

Rua Conselheiro João Alfredo, 175

CEP 13561-110 – Jardim Paraíso – São Carlos-SP

Fone: (0xx16) 272-5269 Fax: (0xx16) 272-3264

www.rimaeditora.com.br

rmartes@terra.com.br

Coordenador

Sérvio Túlio Cassini

Digestão de resíduos sólidos orgânicos e
aproveitamento do biogás / Sérvio Túlio
Cassini (coordenador). – Rio de Janeiro :
ABES, RiMa, 2003
210 p. : Il.
Projeto PROSAB

ISBN 85-86552-68-2

1. Resíduo orgânico. 2. Lodo. 3. Digestão
anaeróbia. 4. Lodo. I. Cassini, Sérvio
Túlio.



Sérvio Túlio Cassini
(coordenador)

Coordenadores de Projeto

Carlos Augusto Lemos Chernicharo – UFMG

Cleverson Vitório Andreoli – SANEPAR

Durval Rodrigues de Paula Junior – UNICAMP

Paulo Belli Filho – UFSC

Sérvio Túlio Cassini – UFES

Valderi Duarte Leite – UEPB

Consultores

Marcelo Antônio Teixeira Pinto – CAESB

Rosana Filomena Vazoller – USP



Autores

Andréia C. Ferreira – Bolsista CNPq/SANEPAR
Armando Borges de Castilhos Jr. – UFSC
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo – UFMG
Cleverson Vitório Andreoli – FAE-Business School/UFPr/SANEPAR
Durval Rodrigues de Paula Junior – FEAGRI-UNICAMP
Eduardo Sales Machado Borges – Doutorando – UFMG
Hugo Moreira Soares – UFSC
José Tavares de Sousa – UEPb
Luciana de Mattos Moraes – FEAGRI-UNICAMP
Marcelo Teixeira Pinto – CAESB
Milene França – Bolsista CNPq/SANEPAR
Patrícia Procópio Pontes – Doutoranda-UFMG
Paulo Augusto Cunha Libânio – Doutorando – UFMG
Paulo Belli Filho – UFSC
Rafael de Oliveira Pinto – UFSC
Ricardo Franci Gonçalves – UFES
Rosana Filomena Vazoller – USP
Servio Tulio Cassini – UFES
Valderi Duarte Leite – UEPb
Wilton Silva Lopes – UEPb

Colaboradores

Aldre Jorge de Moraes – UEPb
Ana Lycia Barreira da Silva – UFES
Bruno Maio Pyramo Costa – Bolsista UFMG
Denis Miguel Roston – FEAGRI-UNICAMP
Edson Aparecido Nour – FEC-UNICAMP
Eduardo Baldessin Barbosa – UFES
Emerson Cristiano Frade – UFMG
Flavia Andrea Cabral – UFSC
Ilka Soares Cintra – Doutoranda-UFMG
Maria Luciana Dias de Luna – UEPb
Sandra Aparecida Rozon Camargo – FEC-UNICAMP
Tercio Almeida Abreu – UFES
Valéria Martins Godinho – Bolsista-UFMG
William Gerson Mathias – UFSC

Sumário

Prefácio	XIII
Capítulo 1 – Introdução	1
Resíduos Sólidos Orgânicos Gerados no Saneamento: Problemas e Tendências ...	1
Lodos de Estações Coletivas e Individuais de Tratamento de Esgotos	3
Resíduos Sólidos Urbanos	5
A Rede de Pesquisa PROSAB 3 – LODO	8
Referências Bibliográficas	9
Capítulo 2 – Hidrólise e Atividade Anaeróbia em Lodos	11
Introdução	11
Alternativas para minimizar a produção de lodos de esgotos	12
Processos Hidrolíticos para Minimizar a Produção de Lodos de Esgoto	15
Fundamentos da digestão anaeróbia	15
Fundamentos dos processos hidrolíticos de lodos	18
Processos hidrolíticos	20
Aspectos Complementares	26
Tecnologias PROSAB	28
Respirômetro anaeróbio automatizado (RANA) – UFES	29
Emprego do Biogás para Hidrólise Térmica	31
Reator de hidrólise alcalina no sistema UASB + BFs (UFES)	39
Exemplo de aplicação e dimensionamento (Hidrólise química e térmica)	42
Sistema para hidrólise química de lodo úmido	43
Sistema para hidrólise térmica de lodo úmido	45
Conclusões	46
Referências Bibliográficas	47
Capítulo 3 – Estabilização Anaeróbia de Lodos	53
Introdução	53
Fundamentos Tecnológicos e Reatores	55
Digestão anaeróbia de lodos descartados de tanques sépticos	56
Digestão anaeróbia de lodos primários e secundários gerados em sistemas convencionais de tratamento de esgotos	61
Sistemas de tratamento combinado de esgotos e lodo excedente	67
Tecnologias Pesquisadas no Âmbito do PROSAB	71

Tratamento de lodo de tanques sépticos	71
Tratamento de lodo excedente de filtros percoladores em reatores UASB ...	74
Tratamento de lodo de esgoto em reatores anaeróbios sequenciais	85
Exemplo de Dimensionamento	90
Dimensionamento de reatores anaeróbios sequenciais (sistema RAS)	90
Referências Bibliográficas	91
Capítulo 4 – Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos	95
Introdução	95
Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos.....	97
Aspectos gerais da digestão de resíduos sólidos urbanos em aterros	97
Tipos de reatores aplicados à digestão anaeróbia de resíduos	
sólidos orgânicos	100
Co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos	103
Aplicação do processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos	
sólidos orgânicos	104
Tecnologias Pesquisadas no âmbito do PROSAB	106
Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta	
concentração de sólidos	106
Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com	
baixa concentração de sólidos	110
Exemplo de Dimensionamento	113
Referências Bibliográficas	116
Capítulo 5 – Secagem e Higienização de Lodos com	
Aproveitamento do Biogás	121
Introdução	121
Produção de Biogás em Estações de Tratamento de Esgoto	122
Geração de biogás	122
Características do biogás	123
Biogás como fonte de energia calorífica	126
Aproveitamento de biogás	129
Desaguamento de Lodo de Esgoto	130
Caracterização do processo de desaguamento	130
Principais processos utilizados no desaguamento do lodo	131
Higienização do Lodo de Esgoto	133
Caracterização do processo de higienização	133
Agentes patogênicos encontrados no lodo de esgoto	133
Processos de higienização de lodo	136
Efeito da temperatura na higienização do lodo	137
Tecnologias Pesquisadas no âmbito do PROSAB	139

Higienização térmica de lodo úmido (UFMG)	139
Secagem e higienização térmica do lodo utilizando energia solar e biogás em leito de secagem	142
Higienização térmica de lodo úmido e desaguamento em leito de secagem	150
Exemplo de Aplicação e Dimensionamento	154
Sistema para higienização térmica de lodo úmido	154
Sistema térmico para secagem e higienização de lodo em leito de secagem	158
Referências Bibliográficas	161
Capítulo 6 – Tratamento e Recirculação de Lixiviados	167
Introdução	167
Carga Poluente de Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários	169
Fatores determinantes da vazão de lixiviado	169
Fatores Determinantes das Características Físico-químicas de Lixiviado	171
Descrição dos Processos de Tratamento de Lixiviados de	
Aterros Sanitários	172
Alternativas para tratamento	172
Recirculação de líquidos lixiviados	176
Recirculação e tratamento de lixiviados na digestão de RSU	179
Tecnologias Pesquisadas no âmbito do PROSAB	184
Recirculação e inoculação de digestores anaeróbios de RSU	184
Tratamento combinado de lixiviados com esgotos domésticos	188
Exemplo de Dimensionamento	190
Recirculação e inoculação de digestores anaeróbios de RSU	190
Referências Bibliográficas	195

Prefácio

A gestão dos resíduos sólidos orgânicos gerados nos processos de esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos urbanos é uma atividade relativamente recente em todo o mundo, resultante das pressões ambientais em curso nas últimas 3 décadas. Neste período, a maioria dos países denominados desenvolvidos avançou no conceito de apenas remover os resíduos do local de geração e depositá-los em locais nem sempre apropriados, para um novo *status*, no qual se busca a redução da geração, eficientes processos de tratamento, maximização da reciclagem e recuperação energética, além de procurar alternativas de disposição final que sejam seguras em termos de saúde pública, economicamente viáveis e ambientalmente aceitáveis. Estes objetivos constituem ainda um dos maiores desafios da humanidade para o século XXI.

Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, o problema dos resíduos sólidos orgânicos só começou a ser sentido nas duas últimas décadas, quando alguns municípios passaram a se preocupar com a poluição dos seus cursos d'água, investindo no tratamento dos seus esgotos e na coleta e disposição dos seus resíduos urbanos. Este movimento foi fruto das pressões sociais e ambientais, resultante de uma evolução, embora ainda pequena, do nível de percepção e de educação da população brasileira em relação aos seus padrões de qualidade de vida, bem como da legislação ambiental atualmente vigente e ao sistema de gestão dos recursos hídricos por bacias hidrográficas. Assim, soluções para os resíduos gerados nos processos de tratamento fazem hoje parte da pauta de algumas autoridades governamentais e de profissionais do setor do saneamento básico e ambiental.

Para tentar responder a estas e outras questões nasceu o PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, gerenciado pela FINEP em conjunto com a CAIXA, ABES, as Universidades Brasileiras e as Concessionárias de Saneamento, que buscam desenvolver tecnologias no setor que sejam adaptadas à realidade brasileira. Finalizando o sétimo ano de pesquisas, o PROSAB tem procurado transferir e disseminar o conhecimento desenvolvido, por meio de publicações técnicas, manuais e livros de fácil acesso aos interessados.

Este volume, resultante de 3 anos de pesquisas em Digestão Anaeróbia de Resíduos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás, retrata o novo estado da arte do conhecimento no tema, já incorporando as novas contribuições do programa. Participaram da rede LODO, seis instituições, sendo cinco universidades: Universidade Estadual de Campinas, Universidade Federal do Espírito Santo, Universidade Federal de Minas Gerais, Universidade Estadual da Paraíba, Universidade Federal Santa Catarina e uma empresa de saneamento, a Companhia de Saneamento do Paraná, a SANEPAR.

Em termos de fundamentos do processo biológico, as pesquisas avançaram nos aspectos sobre a biodegradabilidade de resíduos e formas de medição da atividade anaeróbia de lodos, aspecto básico para entender e representar a suscetibilidade da transformação de substratos pelos microrganismos anaeróbios. Além da definição de metodologias, foi também desenvolvido um equipamento específico para este fim.

O processo de estabilização de lodos ganhou novas contribuições com os estudos de digestão anaeróbia dos lodos retirados de tanques sépticos por caminhões limpa-fossas, a digestão dos lodos secundários nos próprios reatores UASB com avaliação das novas potencialidades na produção de energia e os estudos de digestão de lodos em reatores sequenciais. Da mesma forma, buscando aumentar a disponibilidade do substrato para os microrganismos, foi estudado o processo de hidrólise pelas vias térmica e química, ainda sem resultados conclusivos, porém com grande potencial de desenvolvimento.

O processo de secagem de lodos em leitos favoreceu-se das novas alternativas estudadas, com a aceleração do processo utilizando o biogás e a energia solar como fonte de calor e higienização do lodo, incluindo uma proposta de adaptação dos convencionais leitos de secagem para leitos de secagem e higienização.

A degradação de frações orgânicas dos resíduos sólidos urbanos também foi abordada, através das pesquisas sobre a digestão anaeróbia contínua e em batelada de substrato com altas e baixas concentrações de sólidos, a digestão consorciada com lodos de estações de tratamento de esgotos e, particularmente, o tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos (RSU) com recirculação de lixiviados.

Finalmente, apresentam-se resultados da aplicação de remoção dos odores gerados no processo anaeróbio de estabilização de resíduos orgânicos de lodo de tanque séptico por meio de biofiltração, tecnologia anteriormente desenvolvida no âmbito do PROSAB – tema Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Por intermédio deste livro, espera-se que os 3 anos de pesquisa da rede LODO possam auxiliar a formação de estudantes e profissionais do setor de saneamento básico e ambiental, na construção de um País socialmente mais justo e sustentável.

*Marcelo Teixeira
Rosana Filomena Vazoller*

Capítulo 1

Introdução

Sérvio Túlio Cassini, Rosana Filomena Vazoller e Marcelo Teixeira Pinto

Resíduos Sólidos Orgânicos Gerados no Saneamento: Problemas e Tendências

Resíduos sólidos orgânicos (RSO) podem ser entendidos como aqueles resíduos provenientes ou gerados de sistemas de tratamento de esgotos (fossas sépticas, ETEs), coletas e processamento de materiais recolhidos das áreas urbanas (lixo, podas de árvores, corte de gramados), que possuem significativa fração orgânica, superior a 30%.

A gestão adequada desses resíduos vem se tornando preocupação crescente na sociedade moderna. Embora significativo avanço tenha ocorrido nas últimas décadas, principalmente nos países mais desenvolvidos, com respeito à redução da geração dos RSO e à reciclagem de materiais, na busca de sistemas de tratamento mais eficientes, bem como na disposição segura dos RSO em termos ambientais e de saúde pública, a solução para os problemas advindos desses rejeitos constitui ainda um dos maiores desafios da humanidade para o século XXI.

Nos países em desenvolvimento como o Brasil, a precariedade da prestação dos serviços de saneamento reflete diretamente na gestão dos resíduos sólidos gerados. Segundo o IBGE (2000), o País produz 230 mil toneladas de lixo por dia, das quais aproximadamente 70% são coletados. O restante é depositado nos terrenos próximos às aglomerações urbanas, sem qualquer preocupação com seu destino, chegando aos cursos d'água carreados pelas chuvas. Mesmo do lixo coletado, apenas pequena quantidade é disposta adequadamente em aterros sanitários. A maior parte do lixo é lançada em vazadouros públicos, sem qualquer cuidado com sua destinação. Coleta seletiva e reciclagem são processos muito pouco conhecidos pela maioria dos municípios brasileiros.

Quanto ao lodo produzido em estações de tratamento de esgotos, a situação não é tão diferente. Segundo a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES (2003), o índice de cobertura de coleta de esgotos do País é da ordem de 50%, e apenas 25% é destinado a algum tipo de tratamento. O restante é

lançado diretamente nos cursos d'água, ou dispostos em sistemas individuais, que, por sua precariedade, acabam contaminando o lençol freático e as águas superficiais.

Os sistemas de tratamento de águas residuárias resultam, sem dúvida, em aspectos relevantes para o aumento de qualidade de vida da população, mas é fundamental para essa avaliação promissora a inclusão da gestão adequada dos resíduos gerados na estação. Atualmente, estima-se que sejam produzidas cerca de 270 mil toneladas de lodo por ano (expresso em matéria seca) nas estações de tratamento, das quais apenas cerca de 5% são reutilizadas de forma adequada. Essa situação tende a piorar, uma vez que, fruto das pressões ambientais e sociais, vislumbra-se a perspectiva de ocorrer aumento significativo do nível de cobertura da coleta e tratamento das águas residuárias na próxima década, e sua inevitável consequência será o aumento da produção de lodos.

Para reverter o significativo déficit de atendimento à população, o setor de saneamento precisa ser reestruturado e modernizado. Segundo Camargo (2002), pesquisas realizadas pela Organização Européia de Cooperação e Desenvolvimento (OCDE) mostram que o serviço de saneamento no Brasil não é universalizado em decorrência da baixa renda da população e da má gestão dos poucos recursos disponibilizados para o setor. As condições econômicas da população limitam o repasse integral dos custos dos serviços para a tarifa, principalmente nos municípios mais carentes, o que inviabiliza os investimentos necessários à universalização dos serviços de saneamento. Portanto, a reestruturação do setor de saneamento deve ser acompanhada pela abertura de novas fontes de financiamento que permitam o acesso aos serviços ao elevado número de municípios privados de atendimento. Certamente, o desenvolvimento de tecnologias de mais baixo custo poderá impulsionar significativamente o crescimento dos índices de cobertura, possibilitando utilizar os escassos recursos financeiros disponíveis para atender a um maior número de habitantes.

Neste contexto, o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) vem realizando diversos estudos com vistas a identificar e desenvolver alternativas de minimização, tratamento e disposição dos resíduos sólidos gerados no saneamento. O programa busca contribuir com a promoção e adoção de práticas sanitárias que empregam tecnologias simplificadas, de baixo custo e de fácil aprendizado pelos municípios. Esta opção pela simplicidade tem ligação efetiva com os fatos anteriormente expostos, na medida em que grande parcela da população ainda não atendida pelas ações de saneamento está localizada nas periferias das grandes cidades ou em comunidades de pequeno e médio porte.

A publicação deste volume, denominado *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*, possibilitará o reconhecimento, por parte do leitor, dos resultados inovadores sobre as tecnologias atuais e as estratégias para a estabilização

anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos, cuja contribuição é inegável ao saneamento básico e ambiental do País.

Lodos de Estações Coletivas e Individuais de Tratamento de Esgotos

Os processos de tratamento de esgotos são, em última instância, mecanismos de separação dos sólidos da água. Enquanto a última retorna para os rios, agora virtualmente isenta das impurezas que carregava, os sólidos retirados precisam ser estabilizados e dispostos de forma a não causar impactos significativos ao meio ambiente ou à saúde da população.

Da mesma forma, os sistemas individuais de tratamento (tanques sépticos) também produzem sólidos que precisam ser dispostos adequadamente. De maneira geral, pouca atenção é dada no Brasil ao destino desses sólidos, que, ao serem recolhidos pelo conhecidos “caminhões limpa-fossa”, acabam sendo lançados, sem nenhum controle, em terrenos nos limites da cidade ou nas redes coletoras de esgotos ou águas pluviais, causando impactos nos cursos d’água, quando estas redes não estão ligadas a estações de tratamento.

Estima-se que o País gere 10.200 toneladas de sólidos por dia, que são descarregados nos esgotos domiciliares. Com os níveis de cobertura e tratamento mencionados anteriormente, pode-se imaginar o retrato da disposição de lodos, conforme mostrado na Figura 1.1.

Da quantidade gerada, metade é recebida pelos sistemas individuais de tratamento, digerida e reduzida para cerca de 2.040 toneladas/dia, que são destinadas a terrenos nos limites da cidade, rios ou redes coletoras. A outra metade é recolhida pelo sistema de esgotamento sanitário, em que aproximadamente 3.825 toneladas/dia são lançadas diretamente nos cursos d’água. Outras 1.275 toneladas/dia são encaminhadas para as estações de tratamento, nas quais cerca de 255 toneladas/dia são despejadas com o efluente. Os sólidos restantes, acrescidos daqueles gerados no próprio processo pela reprodução microbiana (± 320 toneladas/dia), são digeridos, reduzindo-se a aproximadamente 803 toneladas/dia, as quais também necessitam ser dispostas de forma segura e ambientalmente aceitável. Ou seja, atualmente, a geração de lodo é da ordem de 2.843 toneladas/dia (em massa seca). Se todos os esgotos fossem coletados e tratados, este número seria 3 vezes maior que o atual.

Os sólidos contêm todos os poluentes oriundos das atividades, dos hábitos alimentares e do nível de saúde da população atendida pelas redes coletoras de esgotos ou por sistemas individuais, retratando exatamente as características dessa comunidade.

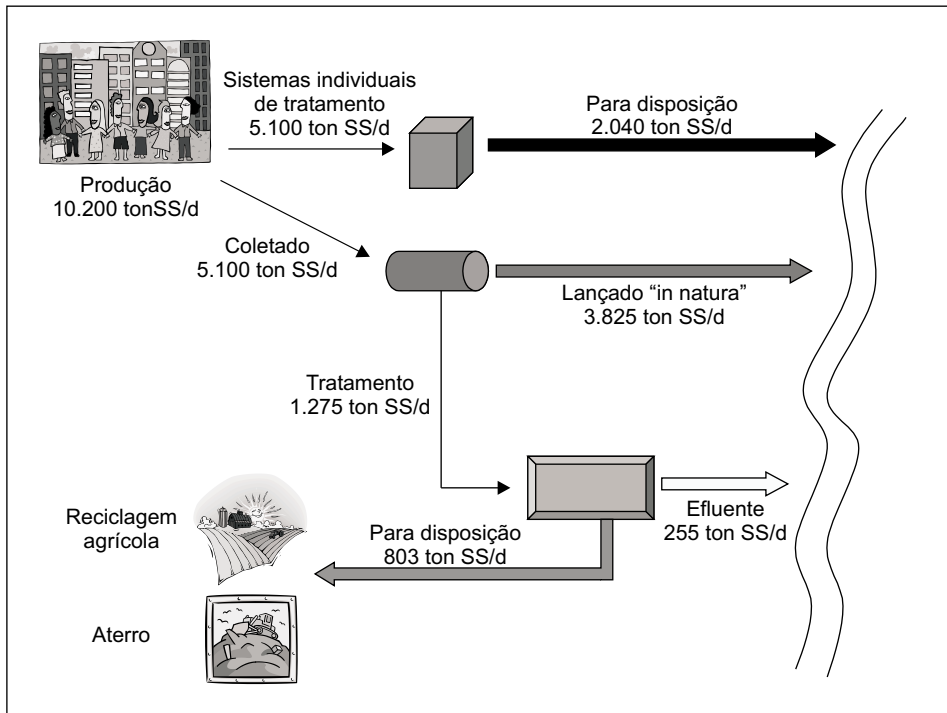


Figura 1.1 Simulação do balanço do lodo (em massa seca) gerado no País e sua atual destinação final.

Basicamente, três aspectos do lodo precisam ser considerados para sua destinação segura:

- O nível de estabilização da matéria orgânica
- A quantidade de metais pesados
- O grau de patogenicidade

A estabilização da matéria orgânica e a redução do nível de patogenicidade do lodo podem ser feitas por três mecanismos. No primeiro, pela **via biológica**, os microrganismos estabilizam a matéria orgânica biodegradável presente no lodo utilizando oxigênio com aceptor final de elétrons (digestão aeróbia) ou na ausência de oxigênio (digestão anaeróbia). A redução da patogenicidade pode se dar pelo estabelecimento de competição entre os diversos microrganismos. No segundo mecanismo, pela **via química**, a estabilização e a higienização são atingidas mediante a oxidação química da matéria orgânica e dos microrganismos. Finalmente, o terceiro mecanismo, **via térmica**, utiliza o calor para estabilizar termicamente a matéria orgânica e eliminar os microrganismos presentes no lodo.

Dos três mecanismos mencionados, a digestão anaeróbia, processo estudado no âmbito da rede Lodo – PROSAB 3, apresenta vantagens significativas em relação às outras alternativas, principalmente nos seguintes aspectos:

- Menor custo de operação
- Menor custo de implantação
- Processo gerador de biogás, podendo ser utilizado como fonte de energia.
- Maior facilidade operacional

Por outro lado, a digestão anaeróbia por si não atinge a completa estabilização da matéria orgânica nem níveis suficientes de eliminação de microrganismos para que o lodo possa ser reciclado sem restrições, o que obriga a adoção de processos térmicos ou químicos complementares, que também foram objeto de estudo nessa rede. Porém, em razão do baixo custo do processo biológico anaeróbio, é sempre uma alternativa a ser adotada na primeira etapa de estabilização da matéria orgânica e de redução de patógenos.

Ainda, em relação ao tema lodos de esgoto, as publicações *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final* (coordenador: Marcos von Sperling e outros), volume 6 da série *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – UFMG*, e *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final* (coordenador: Cleverson Vitório Andreoli), da série PROSAB, oferecem informações complementares e úteis ao melhor aproveitamento dos capítulos apresentados neste volume.

Resíduos Sólidos Urbanos

A problemática dos resíduos sólidos orgânicos do saneamento deve ser também analisada na vertente lixo, ou da *geração dos resíduos sólidos urbanos (RSU)*. Como anteriormente apontado, a geração diária de RSU é da ordem de 230 mil toneladas (IBGE, 2000). Segundo essa mesma fonte, do total de resíduos sólidos urbanos coletados, aproximadamente 21% (porcentagem em peso) é destinado a vazadouros a céu aberto, os denominados *Lixões*. Esses locais não possuem qualquer infra-estrutura para a contenção dos poluentes contidos nos resíduos sólidos e nos líquidos, bem como para o destino dos gases gerados; não apresentam procedimentos operacionais capazes de impedir a proliferação de vetores transmissores de enfermidades ou de restringir o acesso de pessoas, sendo, portanto, condenáveis sob os aspectos técnico e social. Cerca de 37% são lançados em aterros controlados, 36%, em aterros sanitários, enquanto 2,8% desses resíduos são tratados em usina de compostagem. O restante (3,2%) é classificado para reciclagem em estações de triagem, tratado por incineração e/ou destinado a outros fins.

Os resíduos sólidos urbanos são constituídos basicamente por matéria orgânica putrescível, papel/papelão, podas de árvores e gramados, plástico, vidro, material metálico ferroso e não ferroso, ossos e demais tipos de resíduos muitas vezes denominados de material inerte, dependendo dos critérios de caracterização física ou gravimétrica.

Pode-se afirmar que a origem e as características dos RSU estão condicionadas a uma série de fatores, desde as *condições climáticas* da região, que influenciam diretamente a qualidade e a quantidade dos resíduos sólidos, até a *densidade populacional* e suas condições sociais e econômicas. O poder aquisitivo da população, por exemplo, pode ser um dos fatores que influencia a composição gravimétrica dos RSU, bem como sua produção *per capita*.

Os últimos dados divulgados pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2002), ainda que não tenham sido considerados aptos a retratar com rigor a realidade mais preocupante da limpeza pública no Brasil, revelam um quadro atual bastante deficitário. O equacionamento da questão dos RSU não é de solução rápida e fácil, pois passa certamente pela educação da população em seu sentido pleno, uma vez que é ilusória a idéia da simples conscientização quanto aos aspectos de saúde pública, saneamento e meio ambiente, sem o entendimento da ampla condição humana e de cidadania, bem como pelo desenvolvimento e ampliação de programas sustentáveis e duradouros para recuperação de vários de seus materiais constituintes potencialmente recicláveis (Libânio, 2002).

Apesar das inúmeras experiências bem-sucedidas na recuperação de materiais dos RSU, o montante total reaproveitado ainda não faz frente ao volume de lixo gerado. Deve-se reconhecer que, por mais antipática e casual que possa parecer a idéia de aterrar os resíduos sólidos, é sempre necessário considerá-la para a destinação final de significativas quantidades de materiais não recuperáveis.

Desta forma, tendo em vista a inadequação de outras técnicas para tratamento e disposição final desses resíduos, pelas restrições de ordem técnica ou econômica, o aterramento do lixo urbano responde, e certamente responderá ainda por bastante tempo, pela destinação final de quase a totalidade dos resíduos coletados no País.

Mesmo em países desenvolvidos como os Estados Unidos, detentores de tecnologias avançadas e consideráveis somas de recursos financeiros para investimento em infra-estrutura, equipamentos e programas de minimização de geração de resíduos, os aterros sanitários constituem a solução preferencial para a destino final dos RSU coletados. Valores comparativos da destinação dos RSU entre Brasil e Estados Unidos são apresentados na Figura 2.2 (IBGE, 2002, adaptada por Libânio, 2002).

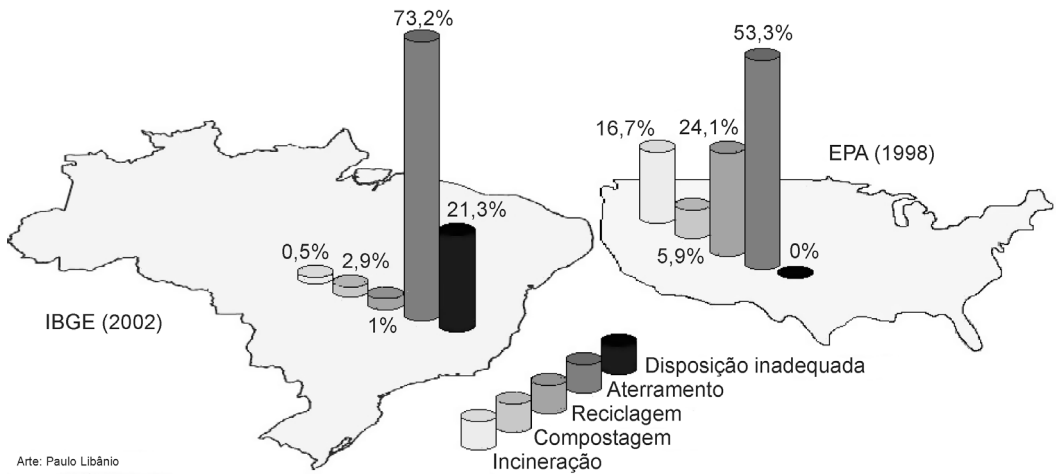


Figura 2.2 Comparação entre a destinação final dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil e nos Estados Unidos (IBGE, 2002, adaptada por Libânio, 2002).

Tal constatação pode ser explicada uma vez que, independentemente da forma de gestão dos resíduos sólidos, a técnica de aterramento ainda se mostra imprescindível, seja para dispor do volume de resíduos excedente à capacidade instalada de tratamento (incineração, compostagem, por exemplo) ou recuperação (triagem, reuso, etc.), seja para dispor dos rejeitos gerados nesses processos, como mostra o esquema da Figura 2.3 (Libânio, 2002).

O processo anaeróbio, responsável pela estabilização da fração orgânica nos aterros, é ainda alvo de pesquisas direcionadas à melhor compreensão das reações biológicas de hidrólise e fermentação de polímeros de diferentes origens presentes nos RSU, bem como do metabolismo intermediário e conseqüente metanogênese do sistema de reação como um todo. As respostas oriundas das descobertas experimentais têm procurado auxiliar o manejo e otimização dos aterros, notadamente na solução do líquido lixiviado nesses sistemas, ou chorume, originado durante a etapa hidrolítico-fermentativa de compostos orgânicos como a celulose, as hemiceluloses, proteínas e lipídeos. No âmbito da rede Lodo – PROSAB 3, buscou-se avaliar os efeitos do chorume na estabilização dos RSU ou apenas em sua fração orgânica, optando-se por diferentes estratégias.

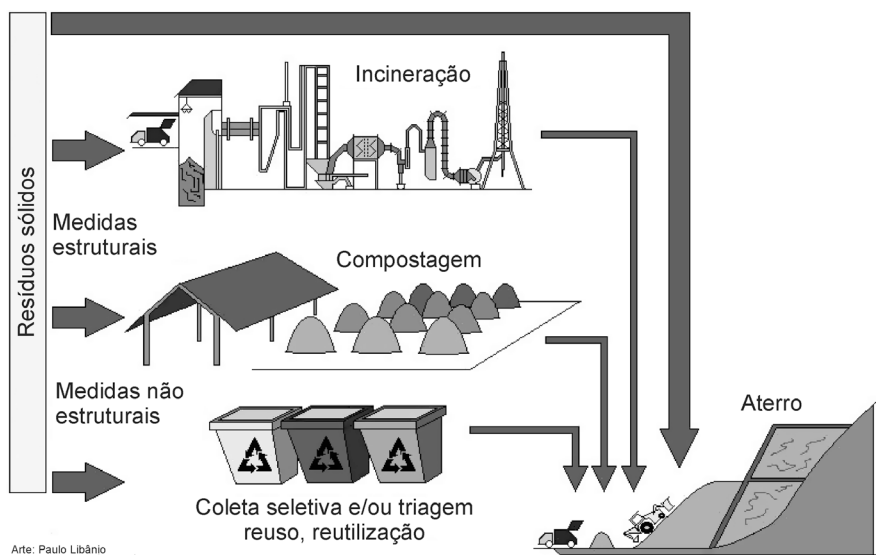


Figura 2.3 Esquema sobre a relevância da técnica de aterramento, no atual quadro de alternativas de tratamento e disposição final dos resíduos sólidos (*Fonte: Libânio, 2002*).

Em relação ao tema resíduos sólidos, sugere-se a leitura das publicações *Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização* (coordenador: Francisco R. A. Bidone), *Metodologias e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos* e *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades* (organizadores: Armando B. de Castilho Jr. e outros), da série PROSAB. Os volumes oferecem informações complementares e úteis ao melhor aproveitamento dos capítulos apresentados neste volume.

A Rede de Pesquisa PROSAB 3 – LODO

Os projetos de pesquisa envolvendo o tratamento anaeróbico de resíduos orgânicos foram agrupados em três temas – lodo, resíduos sólidos orgânicos e biogás. A organização dos trabalhos foi conduzida como apresentado na Figura 2.4, focalizando inicialmente os processos de estabilização do lodo de estação de tratamento, de sistemas individuais de fossas sépticas e de resíduos sólidos urbanos. Esses processos foram estudados tanto no tocante à produção de biogás como buscando a melhor configuração dos reatores, avaliando-se os impactos causados pelo retorno dos lodos secundários descartados (esgotos) e dos lixiviados (lixo) na operação dos reatores anaeróbios, bem como a atividade microbiana metanogênica específica.

Para aumentar a biodisponibilidade da matéria orgânica contida nos lodos, foram pesquisados os processo de hidrólise térmica e química. Embora as pesquisas não

tenham chegado a conclusões definitivas, resultaram em avanços significativos a respeito dos limites e potencialidades desses processos.

A higienização térmica do lodo, utilizando o biogás ou a energia solar como fonte energética, mostrou excelentes perspectivas, passíveis de utilização imediata para pequenos e médios sistemas de tratamento de esgotos. Da mesma forma, avanços foram observados na solução dos problemas de geração e tratamento dos odores gerados nos processos anaeróbios de tratamento.

Todos os estudos apresentaram contribuições significativas ao estado da arte do tema e contribuíram para o desenvolvimento da tecnologia nacional da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.

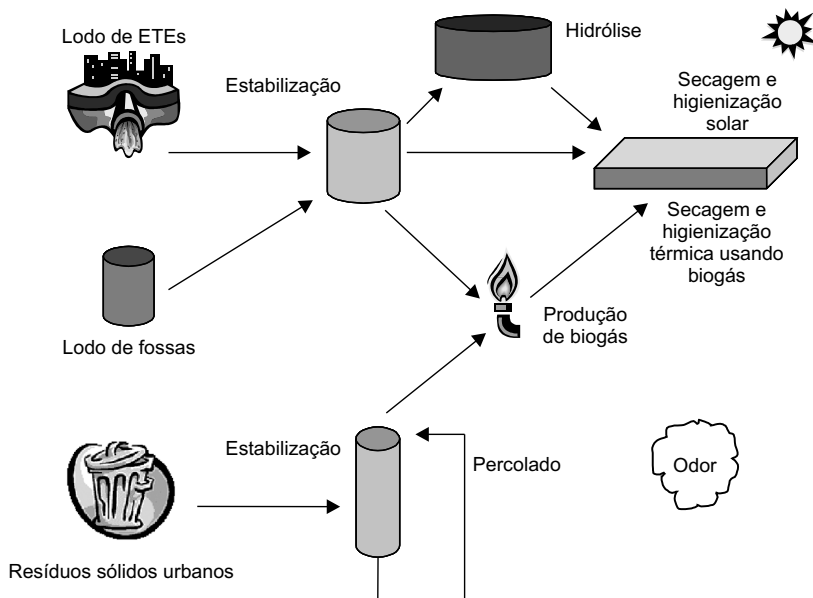


Figura 2.4 Representação esquemática da rede de pesquisa *digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*.

Referências Bibliográficas

Libânio, P. A. C. *Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume*. 2002. 155 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais.

Capítulo 2

Hidrólise e Atividade Anaeróbia em Lodos

Sérvio Túlio Cassini, Carlos Augusto Lemos Chernicharo, Cleverson Vítório Andreoli, Milene França, Eduardo Sales Machado Borges e Ricardo Franci Gonçalves

Introdução

O tratamento de esgotos gera quantidade significativa de subprodutos sólidos, cujo gerenciamento é uma das etapas mais trabalhosas do funcionamento de uma estação de tratamento. Os principais subprodutos do tratamento são os sólidos grosseiros retidos no gradeamento, a areia, a espuma e o lodo. O lodo é o principal subproduto sólido, em razão dos maiores volumes e massas produzidos na ETE. A quantidade de lodo produzida por/em uma ETE depende do tipo de sistema de tratamento utilizado para a fase líquida.

Os sólidos removidos por sedimentação nos decantadores primários constituem o **lodo primário**. O lodo primário pode exalar forte odor, principalmente se ficar retido por muito tempo nos decantadores primários em condições de elevada temperatura. O lodo primário removido em tanques sépticos permanece tempo suficiente para proporcionar sua digestão anaeróbia, em condições controladas (tanques fechados). O **lodo secundário** ou biológico excedente compreende a biomassa de microrganismos aeróbios gerada às custas da remoção da matéria orgânica (alimento) dos esgotos. Essa biomassa está em constante crescimento, em virtude da entrada contínua de matéria orgânica nos reatores biológicos. Para manter o sistema em equilíbrio, aproximadamente a mesma massa de sólidos biológicos gerada deve ser removida do sistema. A mistura do lodo primário com o lodo secundário gera o **lodo misto**, que deve ser submetido a uma etapa de estabilização previamente à disposição. Os processos físico-químicos produzem **lodo químico**, usualmente resultante da precipitação com sais metálicos ou com cal.

Em todos os casos, é necessário o descarte do lodo, ou seja, sua retirada da fase líquida. Esse lodo excedente é um material que deve ter destinação final segura e adequada em razão das implicações sanitárias e possíveis impactos ambientais negativos. Nesse sentido, tem-se investido em técnicas de minimização da produção de lodos em

sistemas de tratamento. Geralmente esse processamento é realizado por meio das seguintes etapas:

- **Adensamento:** *remoção de umidade* (redução de volume)
- **Estabilização:** *remoção da matéria orgânica* (redução de sólidos voláteis)
- **Condicionamento:** *preparação para a desidratação* (principalmente mecânica)
- **Desidratação:** *remoção de umidade* (redução de volume)
- **Higienização:** remoção de organismos patogênicos
- **Disposição final:** destinação final dos subprodutos

Alternativas para minimizar a produção de lodos de esgotos

A produção de lodo de esgoto pode ser minimizada na **fase líquida** do tratamento, por intermédio da seleção, quando possível, de processos que produzam pouco lodo. Para a produção de efluentes em nível secundário, por exemplo, os novos projetos de ETEs no Brasil têm considerado a utilização de processos biológicos aeróbios, processos combinados físico-químico/aeróbios e processos combinados anaeróbio/aeróbio. Ampla discussão sobre as vantagens da associação de processos anaeróbio/aeróbio sobre as demais é apresentada por van Haandel & Lettinga (1994), Campos (1999) e Chernicharo *et al.* (2001). Estranhamente, observa-se a seleção de processos físico-químicos do tipo coagulação e floculação-decantação em projetos recentes e de grande porte no País, em que pesem a elevada produção de lodo e o consumo excessivo de produtos químicos.

Considerando-se as possibilidades de tratamento de esgotos pela via aeróbia, a via anaeróbia e a via físico-química, observa-se que a menor produção de lodos é obtida por meio do tratamento anaeróbio, equivalendo a cerca de 20% da produção relativa ao processo aeróbio (Tabela 2.1). Sendo a etapa aeróbia complementar ao tratamento anaeróbio, necessária para a garantia de um efluente com o mesmo padrão de qualidade, a massa total de lodo digerido produzido na associação anaeróbio + aeróbia corresponde a cerca de 60% da produzida no aeróbio simples.

A utilização do TPA (tratamento primário avançado) no tratamento de esgotos só faz sentido se associada à estabilização do lodo produzido, caso contrário a eficiência na remoção de DBO é nula. Mesmo com a digestão anaeróbia do lodo, a produção específica de lodo é 20% maior do que a dos processos aeróbios e quase o dobro dos processos combinando anaeróbio + aeróbio.

Tabela 2.1 Produção de lodo em diferentes tipos de processos de tratamento.

Tipo de lodo	g ST/ hab.dia ⁻¹	L/hab.dia ⁻¹	ST (%)
LA lodo misto bruto e adensado	80	2,0	4
LA lodo misto digerido e desidratado artificialmente	50	0,2	22
Lodo misto descartado do UASB	31	0,50	6
Lodo misto descartado do UASB, desidratado artific.	31	0,12	25
TPA + LA lodo misto bruto e adensado	85	2,1	4
TPA + LA lodo misto digerido e adensado	60	1,2	5

LA = lodos ativados convencionais, TPA = tratamento primário avançado.

Fonte: Bof *et al.*, 1999; Campos, 1999; Metcalf & Eddy, 1991.

Do ponto de vista energético, a utilização de reatores anaeróbios resulta em disponibilidade de energia considerável na estação de tratamento em decorrência da produção de biogás. Estudos prévios apontam para a viabilidade de operação de processos anaeróbio/aeróbio somente com o uso do biogás (van Haandel & Lettinga, 1994; Gonçalves *et al.*, 1998). Um suprimento favorável de biogás também pode ser obtido nos processos envolvendo TPA + aeróbio, caso a estabilização do lodo primário seja realizada por digestão anaeróbia. O tratamento aeróbio convencional é muito desfavorável do ponto de vista energético quando comparado com as demais opções.

A produção de lodo em ETEs também pode ser minimizada na fase sólida do tratamento por intermédio das seguintes possibilidades:

- Incremento da biodegradabilidade do lodo em excesso, antes da etapa de digestão
- Estabilização avançada do lodo de descarte por meio de processos físico-químicos
- Utilização de processos de estabilização ou de higienização que não agreguem massa ou volume ao lodo

No que diz respeito aos processos de estabilização avançada, processos físicos e químicos combinados são utilizados para reduzir ou, até mesmo, eliminar a fração de sólidos voláteis do lodo. Como exemplo pode ser citada a **oxidação em fase aquosa** (*heat/air oxidation process*), que transforma a matéria orgânica originalmente presente no lodo em dióxido de carbono, água e ácidos orgânicos com cadeia molecular curta (WEF, 1995). Um esquema típico desse processo é representado na Figura 2.1, correspondente ao processo Zimpro. Sua eficiência na redução de ST varia de 75% a 85% e de SVT, de 95% a 97%. Os 3% a 5% de SVT residuais são refratários e

completamente esterilizados, podendo ser reciclado de diferentes maneiras, inclusive na fabricação de tijolos. O lodo é introduzido no reator com teores de ST variando de 2% a 7%. As condições operacionais típicas no reator de oxidação são: temperatura = 160 a 300°C, pressão = 20-120 bar, tempo de detenção hidráulica = 0,25 a 2 h e remoção de DQO = 50% a 95%. A energia liberada durante o processo de oxidação pode ser recuperada na forma de água quente, vapor ou eletricidade.

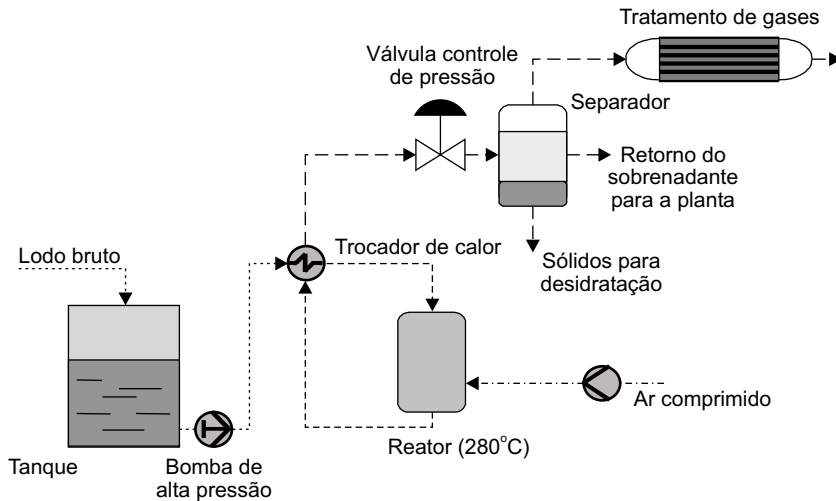


Figura 2.1 Esquema do processo de oxidação do lodo por via úmida (processo Zimpro).

No que se refere ao incremento da biodegradabilidade do lodo em excesso, seu objetivo é a melhoria do desempenho da fase metanogênica da digestão anaeróbia, considerada a etapa limitante de todo o processo. No entanto, quando substratos particulados como lodo são considerados, a hidrólise normalmente é a etapa que limita e regula toda a cinética do processo. Desse modo, em tais situações é necessário aumentar a biodegradabilidade do lodo sob digestão, o que pode ser realizado por intermédio de uma etapa de rompimento celular ou de agregados de partículas, lançando-se mão de métodos biológicos, químicos ou físicos. O aumento da biodegradabilidade do lodo resulta no incremento de sua taxa de degradação, reduzindo o tamanho dos digestores e a massa residual de lodo estabilizado. A estratégia se concentra no aumento da taxa de hidrólise, que se constitui na etapa limitante da digestão anaeróbia (Malina & Pohland, 1992).

Para atingir esse objetivo, o lodo pode ser tratado com um agente físico (calor, agitação mecânica, ultra-som, microondas) ou químico, de modo a quebrar ou romper as células da biomassa existente no lodo e liberar o material para o meio. Esse material

liberado pela biomassa hidrolisada é mais solúvel e pode ser assimilado ou utilizado nos processos subseqüentes de oxidação biológica para geração de CO_2 e CH_4 por meio da microbiota consorciada. Assim, o emprego de qualquer um desses processos pode ter impacto significativo no custo de processamento ou minimização do lodo gerado. Para os tratamentos mecânicos, físicos e biológicos, o custo provém da demanda de eletricidade ou algum combustível para funcionamento de equipamentos ou geração de calor, enquanto para os tratamentos químicos os custos são originários do emprego de produtos químicos. Todos esses processos, no entanto, em maior ou menor grau, apresentam uma característica comum, que é melhorar as características microbiológicas de desidratação e de degradação do lodo. Desse modo, dentre outros fatores, é necessário que se atente para os custos de instalação, operação e manutenção potenciais na escolha da tecnologia a ser implementada.

Adicionalmente, para efeito de higienização do lodo, com vistas à eliminação de patógenos que comprometam sua valorização agrônômica, a pasteurização surge como opção bastante interessante. Trata-se de umas das tecnologias classificadas pela norma americana para uso e disposição de lodos de esgotos (US EPA 40 CFR Part 503) como “processos para redução adicional de patógenos” (PFRPs – US EPA, 1994). A pasteurização consiste na manutenção do lodo sob temperatura igual ou superior a 70°C durante pelo menos 30 minutos.

Em comparação com a caleagem, que se constitui no processo mais difundido no Brasil para higienização de lodos, a pasteurização não agrega massa ao lodo, melhora suas características no tocante à desidratação e não demanda produtos químicos. Em contrapartida, a caleagem requer a adição de no mínimo 35% do peso seco do lodo em cal para manutenção do $\text{pH} = 12$ no lodo durante período de tempo prolongado. Necessita-se, ainda, de uma mistura eficiente para assegurar tratamento homogêneo do lodo, o que é relativamente difícil de ser realizado quando o lodo encontra-se bastante desidratado ($\text{ST} > 30\%$). Outros aspectos negativos da caleagem são: perda de nitrogênio por volatilização de NH_3 , desprendimento de odores e limitações do lodo como insumo agrícola no caso de solos com pH elevado.

Processos Hidrolíticos para Minimizar a Produção de Lodos de Esgoto

Fundamentos da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia de lodos é um processo de estabilização biológica complexo no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Para que essa transformação ocorra,

distinguem-se três etapas principais no processo global da conversão da matéria orgânica: I) hidrólise, II) acidogênese e acetogênese e III) metanogênese (Figura 2.2).

No caso de substratos particulados como os lodos orgânicos o passo limitante do processo é representado pela hidrólise, em que a maioria dos compostos orgânicos complexos e polimerizados devem ser degradados em produtos mais simples. Na acidogênese, os compostos orgânicos mais simples são convertidos, por meio das bactérias acidogênicas, em ácidos graxos voláteis de cadeia curta (acético, butírico e propiônico), ácido lático e compostos minerais. Na etapa seguinte, a acetogênese, ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano: acetato, dióxido de carbono e hidrogênio. Finalmente, na última etapa, a metanogênese, considerada a mais importante e sensível, os ácidos voláteis são consumidos como alimento pelas bactérias metanogênicas e são produzidos metano e dióxido de carbono. Algum metano extra é produzido da conversão do dióxido de carbono e hidrogênio produzidos na acetogênese.

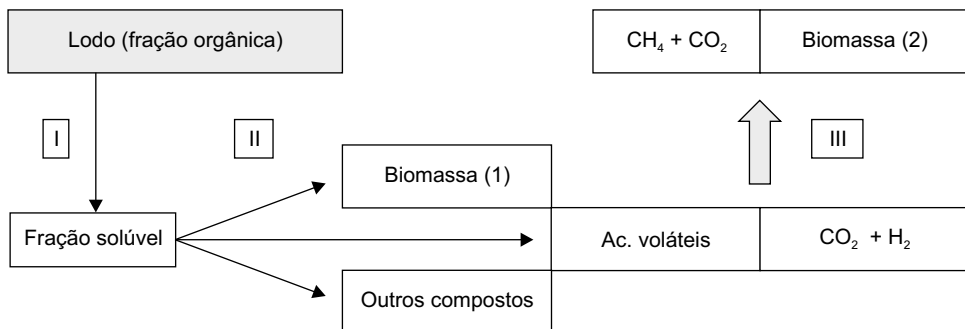


Figura 2.2 Resumo esquemático do processamento anaeróbico de lodos. I – hidrólise; II – acidogênese e acetogênese; III – metanogênese. Biomassa (1): crescimento consorciado de bactérias hidrolíticas e acidogênicas. Biomassa (2): microrganismos metanogênicos.

Cada uma dessas etapas deve ser mantida em equilíbrio dinâmico a fim de que a metanogênese ocorra à taxa máxima. A manutenção desse equilíbrio está relacionada à natureza do afluente e à intensidade e disponibilidade de H_2 (hidrogênio), pois este deve ser continuamente removido do meio para assegurar que a produção de ácido acético não seja interrompida ou diminua drasticamente. Essa condição é essencial para que a fermentação metanogênica prevaleça, sendo H_2 e ácido acético, os mais importantes, responsáveis por cerca de 70% do gás metano gerado em reatores anaeróbios.

Todos os microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas. Nos reatores anaeróbios, a formação de metano é altamente desejável, uma vez que a matéria orgânica, geralmente medida como DQO, é efetivamente removida da fase líquida, pois o metano apresenta baixa solubilidade em água. Logo, procura-se acelerar o processo de digestão anaeróbia nos reatores, criando condições favoráveis, e estas se referem tanto ao próprio projeto do sistema de tratamento como às condições operacionais nele existentes.

A fase metanogênica do processo de digestão anaeróbia realizado pelos microrganismos metanogênicos é considerada a fase crítica, uma vez que esses microrganismos são muito mais sensíveis que os hidrolíticos ou acidogênicos às condições desfavoráveis do meio. Portanto, as condições ao bom funcionamento do processo devem favorecer especialmente o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos. Esses microrganismos são anaeróbios estritos que compartilham uma bioquímica complexa para síntese de metano como parte de seu metabolismo para geração de energia. São microrganismos de crescimento lento e que apresentam grande sensibilidade às condições externas, sendo o primeiro grupo a sofrer os efeitos de situações de estresse ambiental.

Em digestores anaeróbios operados na faixa mesofílica (30 a 35°C), os microrganismos metanogênicos predominantes são os dos gêneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* e *Methanospirillum*, utilizando como substrato o hidrogênio e o CO₂, e os dos gêneros *Methanosarcina* e *Methanothrix*, gerando metano a partir de acetato principalmente. O crescimento dos microrganismos metanogênicos é ótimo na faixa de pH de 6,8 a 7,4, sendo os metanogênicos acetotróficos os mais susceptíveis a níveis reduzidos de pH, em que sua taxa de crescimento é máxima por volta do pH neutro, caindo consideravelmente para valores de pH abaixo de 6,6. Quanto a agentes tóxicos, os compostos que podem exercer influência sobre os metanogênicos não se encontram no esgoto doméstico. O sulfeto, gerado no reator a partir da redução de sulfato ou da mineralização de proteínas, não atinge concentrações suficientemente altas para causar problemas de toxicidade. O que pode vir constituir um problema é a presença do oxigênio dissolvido, caso o projeto do reator seja inadequado, permitindo intensa aeração do esgoto antes de entrar no sistema de tratamento.

Como resultado do processo de digestão anaeróbia, o lodo oriundo de ETE adquire melhor estabilização, que é atingida principalmente pela redução de 50% a 60% do teor de sólidos orgânicos. Além disso, a composição do lodo pode ser muito alterada, como demonstra a Tabela 2.2. Em decorrência dessas alterações, o lodo digerido é menos susceptível a mudanças putrefativas em comparação com o lodo cru e apresenta melhor capacidade de desaguentamento. Nessas condições e obedecidos os critérios de higienização, esse lodo pode ser utilizado como fertilizante ou com outras opções de disposição final.

Tabela 2.2 Comparação das frações de lodo doméstico com e sem tratamento anaeróbio, expressa como % do total (valores médios).

Fração	Lodo “cru”	Lodo digerido (anaeróbio)
Solúvel – éter	34,4	8,2
Solúvel – água	9,5	5,5
Solúvel – álcool	2,5	1,6
Hemicelulose	3,2	1,6
Celulose	3,8	0,6
Lignina	5,8	8,4
Proteína	27,1	19,7
Cinzas	24,1	56,0

Assim, segundo Moergenothe *et al.* (2002), o processo da digestão anaeróbia cumpre as seguintes funções:

- Redução substancial nos sólidos voláteis
- Redução significativa do número de organismos patogênicos (com termofilia)
- Estabilização das substâncias orgânicas presentes no lodo
- Redução do volume do lodo por meio de sua liquefação, gaseificação e adensamento.

Fundamentos dos processos hidrolíticos de lodos

Os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários são constituídos, fundamentalmente, de 2 frações: água e sólidos totais (ST) em concentrações variando de 2% a 6%. A fração sólida do material orgânico resultante das ações de tratamento do esgoto doméstico é representado pelos sólidos voláteis (SV) ou biomassa microbiana e complexa gama de polímeros extracelulares (EPS) que se acumulam nesse meio.

Todas as ações de processamento visando à estabilização ou minimização de lodos de esgoto referem-se à possibilidade de mobilização dessa fração orgânica para ser degradada e assimilada por microrganismos diversificados presentes na massa de lodos. Além disso, completo entendimento da disponibilidade dessa matéria orgânica particulada é essencial para uma predição de desempenho da ETE, avaliação dos níveis de oxigenação (DBO) e até mesmo sua utilização para processos de remoção de N e P dos efluentes finais da ETE.

A hidrólise, em um contexto geral, refere-se ao processo de ruptura ou quebra de moléculas orgânicas complexas, caracterizadas pelos polímeros de carboidratos, proteínas, lipídeos e suas combinações, convertendo-os em moléculas menores passíveis de assimilação e utilização pelas células microbianas. Nos sistemas de tratamento de esgotos, o principal objetivo dos processos hidrolíticos é a conversão de substratos lentamente biodegradáveis em substratos disponíveis para o metabolismo celular, processo este denominado de biodisponibilização

Durante o processo de digestão anaeróbia de componentes complexos como água residuárias e lodos orgânicos, o processo hidrolítico é o primeiro passo, geralmente limitante, de todo o processo. Na prática, o termo hidrólise pode ter várias conotações físicas, químicas e biológicas. O aspecto químico envolve a quebra de ligações moleculares com adição ou consumo de água. Na biologia e engenharia sanitária, os processos hidrolíticos envolvem quase sempre o conceito de “quebra de substratos” ou “destruição de sólidos”, geralmente orgânicos, até cadeias de menor tamanho, mais solúveis, que podem ser subsequenteemente utilizados e degradados pelos microrganismos presentes no meio (Morgenroth *et al.*, 2002).

Podemos, assim, reconhecer dois mecanismos de atuação dos agentes hidrolíticos:

- a) Hidrólise primária correspondente à desintegração e hidrólise de substratos complexos, geralmente de natureza orgânica, como complexos fibrosos de lignina e celulose, ceras, óleos, gorduras e lipídios combinados.
- b) Hidrólise secundária correspondente à morte ou decaimento da biomassa presente no lodo, liberando moléculas prontamente assimiláveis (SV) e frações de moléculas como produtos internos de estocagem.

Assim, geralmente, os produtos do processamento hidrolítico refere-se à soma dos produtos de a + b, que podem ser utilizados pela microbiota do lodo para construção de nova biomassa ou geração de energia metabólica, conforme ilustrado no diagrama da Figura 2.3.

Alguns autores (Chynoveth & Pullamman, 1996) preferem falar em “despolimerização” como a primeira etapa do processo digestão anaeróbia, reservando o termo “hidrólise” para as reações de ataque à fração orgânica envolvendo enzimas denominadas “hidrolases ou liases”. A fração extracelular, representada principalmente pelo polímeros extracelulares (EPS), tende a se acumular no meio e pode representar possível indicação de estabilização do lodo. Tanto a fração biomassa quanto a fração extracelular constituem parte integrante do lodo orgânico. Assim, no balanço de carbono do sistema, a remoção de carbono orgânico do lodo é representada pelos processos de respiração aeróbia e anaeróbia (metanogênese).

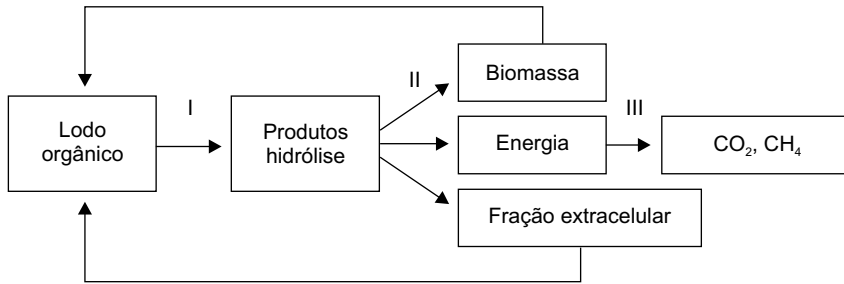


Figura 2.3 Resumo das principais rotas de bioprocessamento de lodos. I – processamento hidrolítico; II – utilização e destinação dos produtos de hidrólise; III – respiração aeróbia ou anaeróbia (metanogênese).

Os produtos da despolimerização ou hidrólise são, geralmente, moléculas menores e solúveis, de modo a permitir sua assimilação microbiana e diminuição da fração suspensa de sólidos voláteis, comumente referida como destruição de sólidos. Assim, todo processo hidrolítico deve imitar essa reação no sentido de fracionar macromoléculas em moléculas menores (oligômeros), aumentando seu grau de solubilização ou biodisponibilidade para o metabolismo microbiano. No processo de digestão anaeróbia, as etapas I e 2 do processo hidrolítico são as mais lentas e, assim, limitantes do processo de metanogênese. Em escala real, os digestores anaeróbios conseguem hidrolisar ou tornar assimilável apenas 50% da matéria orgânica na forma de sólidos voláteis (SV). O restante permanece na fase insolúvel, não degradada e inacessível ao ataque microbiano.

A hidrólise pode ser uma tecnologia promissora na minimização dos lodos descartados das estações de tratamento de esgoto, particularmente nos processos com altas taxas de produção de lodo. Segundo Müller (2001), as tecnologias hidrolíticas podem ser aplicadas com os seguintes objetivos: aumentar a solubilização dos sólidos presentes no lodo; melhorar a eficiência de um processo subsequente de degradação biológica ou para a remoção/reciclagem de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio; promover a desidratação do lodo; reduzir patógenos; ou suprimir a formação de espuma. A maior disponibilidade de produtos solubilizados pode ser, desta maneira, utilizada pelos microrganismos anaeróbios para a realização de processos diversos, inclusive com o aumento do potencial de geração de metano.

Processos hidrolíticos

Nos físicos e químicos da hidrólise dos substratos complexos da matéria orgânica presente em lodos orgânicos podemos reconhecer, fundamentalmente, dois mecanismos dos agentes hidrolíticos atuando nos seguintes “compartimentos”:

- a) Atuação direta sobre biomassa (SV).
- b) Fracionamento dos compostos orgânicos macromoleculares (polímeros complexos).

O processamento de lodos por meio de agentes físicos ou químicos promove, em uma primeira fase, a morte e o rompimento celular da fração de biomassa por meio da destruição de paredes e membranas celulares. Após a morte ou lise (rompimento) celular, o conteúdo protoplasmático é liberado para o meio. Esse conteúdo celular é, geralmente, representado por moléculas menores e de maior degradabilidade, como proteínas, oligossacarídeos, ácidos graxos e ácidos nucléicos. Essas moléculas liberadas do conteúdo protoplasmático são muito suscetíveis ao ataque de agentes hidrolíticos, como ácidos, álcalis e óxidos. Desse modo, a principal diferença entre a hidrólise “natural” por enzimas microbianas e a hidrólise induzida por agentes hidrolíticos fortes é o ataque preferencial à biomassa (fração SV) de lodos que, em geral, ocorre de modo natural bem mais lentamente quando depende exclusivamente de ação enzimática.

O aumento da biodegradabilidade pode ser atingido por meio de mecanismos físicos, químicos ou combinados, conforme a relação a seguir:

Mecanismos físicos:

- Tratamento térmico (Karlsson *et al.*, 1992)
- Ultra-som (Tiehm *et al.*, 1997)
- Desintegração mecânica (Kopp *et al.*, 1997)

Processos químicos:

- Hidrólise ácida (Karlsson *et al.*, 1989),
- Hidrólise alcalina (Mukherjee & Levine, 1992),

Processos biológicos:

- A combinação de processos também oferece possibilidades interessantes de incremento da biodegradabilidade de lodos, notadamente a hidrólise ácida sob temperaturas superiores a 50°C.

Mecanismos físicos

Tratamento térmico: O tratamento térmico de lodos, geralmente efetuado na faixa de 60 a 180°C, promove redução da fase líquida pela retirada de água, concentração e desnaturação de polímeros e rompimento celular. Os carboidratos, lipídios e proteínas são as moléculas mais afetadas pelo calor, que pode promover sua desnaturação ou

rompimento de cadeias em moléculas menores, sendo, portanto, mais facilmente assimiláveis. Temperaturas mais elevadas também destroem paredes e membranas celulares, promovendo a liberação do conteúdo celular e facilitando, assim, sua subsequente assimilação e oxidação biológica.

Além de promover esse aumento na biodisponibilidade dos componentes do lodo, o tratamento térmico pela efetiva desintegração celular ou desnaturação de proteínas pode promover efetiva redução de patógenos, além de supressão na formação de espuma no processamento de lodos. Em todos esses casos, os tratamentos térmicos alteram sensivelmente as propriedades físico-químicas dos lodos, incluindo a aptidão ao desaguamento e à secagem (Neyens & Baeyens, 2003).

Ultra-som: A utilização do ultrassom entre frequências variando de 20 kHz a 40 kHz produz cavitação, quando a pressão local na fase líquida cai abaixo do valor da pressão de evaporação. O resultado é a formação explosiva de microbolhas, que aumentam de tamanho e entram em colapso de forma não linear, produzindo elevadíssimas temperaturas dentro e nas imediações das bolhas. Dessa forma, a cavitação produz forças mecânicas consideráveis que resultam na desintegração do lodo. Em testes realizados com digestores semicontínuos de lodo, a redução dos teores de sólidos voláteis variaram de 45,8% para lodos não tratados até 50,3% para lodos tratados previamente com ultra-som (Tiehn *et al.*, 1997).

Desintegração mecânica: O objetivo da desintegração mecânica é a ruptura das células da biomassa para aumentar os compostos solúveis disponíveis para biodegradação. Essa carga orgânica adicional no tanque de aeração resulta no aumento da demanda de oxigênio, bem como da quantidade de biomassa necessária para oxidação do substrato adicional. Um exemplo de fluxograma de uma ETE convencional, com desintegração mecânica de lodo, é apresentado por Kopp *et al.* (1997) (Figura 2.4).

A desintegração é realizada, no exemplo em questão, por um moinho de bolas associado a um homogeneizador de alta pressão. Taxas de desintegração do lodo superiores a 60% podem ser atingidas, para um teor de ST inicial de 5% e um aporte específico de energia de 2000 kJ/kg ST. A digestão anaeróbia pode ser realizada em digestores com tempo de detenção hidráulica bastante curtos (< 4 dias), por meio de dispositivos que impeçam a lavagem dos microrganismos anaeróbios com baixa taxa de crescimento. Segundo os autores, a demanda de energia na etapa de desintegração mecânica corresponde à produção adicional resultante da ruptura das células no lodo. A demanda energética da desintegração mecânica pode ser estimada em 1,0 a 1,25 kW/m³ de lodo por dia.

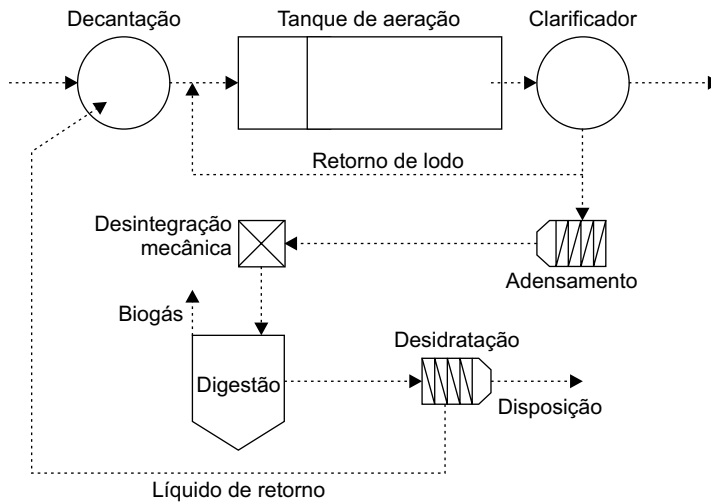


Figura 2.4 Esquema de uma ETE com sistema de desintegração mecânica do lodo.

Processos químicos

Usualmente, os efeitos de ácidos e bases combinados com calor podem promover a liberação de produtos de separação molecular e aumentar o grau de matéria orgânica solúvel, que pode ser avaliada em termos de DQO solúvel ou filtrada em relação à DQO total. Assim, se for observado um aumento nessa relação, após tratamento com determinado agente hidrolisante, pode-se inferir que há, possivelmente, aumento na disponibilidade de assimilação molecular e, conseqüentemente, maior atividade metabólica.

A hidrólise química de lodos orgânicos inclui principalmente os tratamentos ácido e alcalino. Esse tipo de tratamento age primariamente sobre a biomassa (SV/ST), promovendo a desintegração de partículas e complexos e atacando principalmente as proteínas, enquanto carboidratos e lipídeos são pouco afetados (Mönnich, 1988). Alguns estudos mostram que os tratamentos ácido e alcalino promovem a solubilização da matéria orgânica (DQO), acelerando, conseqüentemente, o processo de estabilização e aumentando a biodisponibilização de substratos assimiláveis no meio.

A Tabela 2.3 resume os resultados de solubilização da DQO de vários estudos de tratamento alcalino de lodos, todos com 1% ST. Pode-se notar que a hidrólise alcalina dos lodos tem o potencial de solubilizar a fração DQO, evidenciado pelo incremento da relação $DQO_{\text{filt}}/DQO_{\text{total}}$ variando de 25 a 89%. As melhores relações de incremento da relação $DQO_{\text{filt}}/DQO_{\text{total}}$ foram obtidas por Abreu et al. (2003) utilizando lodo anaeróbio com 1% de ST e 20 a 60 meq/L de NaOH por 8 horas. Estes valores foram equivalentes aos processos hidrolíticos utilizando desintegração mecânica com ultra-som além da hidrólise alcalina. Apesar de grande parte desses estudos de

hidrólise ser realizado com lodos ativados o que dificulta as comparações entre processos, fica evidente o elevado potencial de solubilização de matéria orgânica por meio do processamento alcalino de lodo anaeróbico.

Tabela 2.3 Resultados de solubilização da DQO em vários estudos de hidrólise alcalina de lodo.

Tipo de lodo (1%ST)	NaOH (meq/L)	T (°C)	Tempo (h)	DQOfilt/DQOtot (Δ%)	Referência
Lodo ativado	250	175	24	68	Haug <i>et al.</i> (1978)
Lodo ativado municipal	50	20	12	44	Rajan <i>et al.</i> (1989)
		38		43	
Lodo ativado	40	–	24	36	Liao (1993)
Lodo primário + Lodo ativado	12,5	–	0,5	45	Kenzevic <i>et al.</i> (1994)
Lodo ativado	40	–	24	28	Huang (1995)
	US ^a + 40	–	–	81	
Lodo ativado doméstico	40	ambiente	24	36	Chiu <i>et al.</i> (1997)
	40 + US	–	–	89	
Lodo ativado doméstico	40	25	24	40	Lin <i>et al.</i> (1997)
Lodo ativado industrial	30	25	24	25	Lin <i>et al.</i> (1998)
Lodo ativado municipal	40	ambiente	24	55	Lin <i>et al.</i> (1999)
Lodo ativado municipal	40	ambiente	10	31	Chang <i>et al.</i> (2002)
Lodo aeróbio (BF)	20	ambiente	8	65	Abreu <i>et al.</i> (2003)
	60	ambiente	8	81	
Lodo anaeróbico (UASB)	20	ambiente	8	60	Abreu <i>et al.</i> (2003)
	100	ambiente	8	69	

US = ultra-som.

Processos biológicos

A degradação da fração orgânica de lodos gerada em consequência de tratamentos biológicos é realizada naturalmente e principalmente pela via enzimática, por meio de enzimas extracelulares da própria biomassa microbiana presente no lodo. Essa fração orgânica de esgotos, representada pelos sólidos suspensos, tem distribuição física e composição química variada. Partículas variam de 0,01 a 100 µm, sendo formadas principalmente por proteínas, lipídios, carboidratos e outros complexos moleculares em suspensão não identificáveis. As enzimas extracelulares com atividade de quebra de cadeias orgânicas são genericamente denominadas de hidrolases e liases. As hidrolases promovem quebras de ligações diversas e geralmente tem seu nome ligado ao substrato ou processo de quebra.

A atividade enzimática pode ser largamente influenciada pela temperatura e pelo pH do meio. Geralmente, a temperatura ótima de atividade situa-se em torno de 25 a 30°C, com efeitos negativos sobre a atividade de enzimas hidrolíticas em temperaturas abaixo de 15°C. O efeito do pH é mais complexo, tendo em vista que a atividade é o somatório de várias enzimas com diferentes particularidades quanto aos valores de pH, carga e solubilidade do substrato hidrolisado, especialmente no caso de digestão de substratos protéicos. Outro fato que merece avaliação é a possibilidade da atividade enzimática ser auto-regulada pelos produtos gerados no processo de hidrólise. A produção de proteinases bacterianas pode ser inibida pela maior disponibilidade de aminoácidos e pelas altas concentrações de fosfato e glicose no meio e, assim, regular a atividade de degradação protéica. Resultados similares foram encontrados para a atividade celulolítica, com a produção de celulasas inibida pela elevação dos teores de glicose e NH_4^+ (Sanders, 2002).

Outro fator importante no controle do processo de hidrólise enzimática é o estado físico e estrutura do substrato e sua acessibilidade a enzimas hidrolíticas. É óbvio que as taxas de hidrólise para substrato particulado são significativamente menores quando comparadas com as de substratos dissolvidos e mais acessíveis às enzimas.

Para efeito comparativo, relacionamos na Tabela 2.4 os diversos processos hidrolíticos apresentados, com algumas ponderações relativas a cada um deles.

Tabela 2.4 Comparação relativa dos diversos processos hidrolíticos de lodos de esgoto.

Características	Hidrólise térmica	Hidrólise química	Hidrólise biológica
Demanda de produto (bio)químico	-	+++	+++
Demanda de energia	+++	+	-
Possibilidade de uso de biogás	+++	-	-
Eficiência, solubilização	+++	+++	++
Biodegradabilidade do hidrolisado	++	+	+++
Destruição de SV	++	+++	++
Inativação de patógenos	+++	++	-
Geração de odores	+++	+++	ND
Tempo de detenção do lodo	++	+	ND
Complexidade operacional	++	+	+
Complexidade de manutenção	++	+	+
Tamanho da ETE	++ a +++	+ a +++	+ a +++
Custo de implantação	+++	++	++

(-) inexistente, (+) pouco, reduzido, pequeno, (++) médio, intermediário, (+++) elevado, muito, (ND) dado não disponível.

Aspectos Complementares

Energia para processamento térmico

A conversão microbiológica anaeróbia de resíduos orgânicos, como o lodo de esgoto, por exemplo, tem o potencial de suprir significativa porção da atual demanda por gás natural. A mistura de gases produzidos por meio do processo fermentativo da biomassa é denominada de biogás, que tem por constituinte principal o metano, além de outros gases como o gás carbônico e o gás sulfídrico, presentes em proporções variáveis em função da composição do resíduo tratado e das condições do reator. O biogás é composto por 65% a 70% de CH_4 , 25% a 30% de CO_2 e pequena quantidade de outros elementos, como N_2 , H_2 , H_2S e NH_3 . Segundo Azevedo Neto (1961), pode haver variação de 55% a 65% de metano, 35% a 45% de gás carbônico, 0% a 3% de nitrogênio, 0% a 1% de hidrogênio, 0% a 1% de oxigênio e 0% a 1% de gás sulfídrico, sendo este último responsável pela corrosão que é verificada nos componentes do sistema e pelo odor pútrido característico do biogás.

O biogás será mais energético quanto maior for seu teor de metano, uma vez que esse gás é o combustível por excelência do biogás. Considerando-se o potencial calorífico do biogás ou metano, pode-se propor sua utilização na ETE em processos de secagem, higienização e hidrólise de lodos de esgoto gerados em sistemas de tratamento. O detalhamento do potencial de produção do biogás em sistemas de tratamento bem como a aplicação em reatores para secagem e higienização de lodos estão descritos no Capítulo 6. Desse modo, além de incentivar a racionalização do uso dos recursos naturais, minimizando o consumo de matérias-primas e desenvolvendo mecanismos de redução da geração de resíduos, o aproveitamento de biogás ou metano visa a otimizar a matriz energética disponível para ETES.

Biodegradabilidade (avaliação da biodegradabilidade e atividade metanogênica de lodos)

O conceito de Biodegradabilidade tem várias conotações, especialmente quando se trata de processos ambientais. Geralmente, o termo biodegradabilidade é utilizado para representar a tendência ou susceptibilidade de transformação de determinados substratos, substâncias ou compostos pela microbiota ambiental. Assim faz-se referência aos termos de digestão, decomposição, biotransformação e biodisponibilidade, quando estamos nos referindo à modificações substanciais na estrutura e composição molecular de substratos orgânicos. Estas modificações são catalisadas por enzimas específicas, produzida pela microbiota presente nesse ambiente, capazes de transformar substratos complexos em substratos disponíveis para a assimilação pela microbiota ou biomassa microbiana no lodo. No caso de substratos orgânicos, genericamente tratados como matéria orgânica, a assimilação dessa fração orgânica pela microbiota ou biomassa depende de um processamento prévio caracterizado como digestão ou biodegradação promovida por enzimas extracelulares específicas.

Esse processamento molecular “gratuito” de moléculas orgânicas na natureza se deve ao metabolismo heterotrófico, ou seja, o funcionamento e a sobrevivência das células são dependentes da presença de substratos orgânicos como fonte alimentar. Os alimentos orgânicos são processados de forma similar por todos os seres vivos por meio da utilização de substratos orgânicos poliméricos, tais como proteínas, polissacarídeos e lipídeos, presentes no meio e processados para gerar energia metabólica e reprodução celular. Além desse processamento celular, há um processamento extracelular resultante do acúmulo de substratos recalcitrantes, ou seja, substratos com menor potencial de biodegradabilidade que tendem a se acumular no meio. Nos processos de tratamento biológico de esgotos sucede-se o mesmo mecanismo, com a particularidade de produção de sólidos em suspensão que se acumulam nesse ambiente de processamento.

Segundo Vazoller (1981), para os reatores anaeróbios o objetivo a ser atingido é a minimização da geração de biomassa através de um sistema equilibrado e com o melhor desempenho possível. Assim, conhecer o comportamento da biomassa microbiana é essencial não só para o controle do processo como também para sua otimização. Neste caso, devem ser considerados parâmetros ambientais do sistema, como, por exemplo, a temperatura e o pH, que influenciam a microbiota, bem como a configuração do reator, o substrato a ser tratado e o inóculo a ser utilizado.

Contudo, a manutenção, dentro dos reatores, de uma biomassa adaptada, com elevada atividade microbiológica e resistente a estresses, é um dos principais requisitos da digestão anaeróbia, a qual, juntamente com outros fatores, é a responsável pela conversão dos produtos finais da etapa fermentativa (acetato e H_2/CO_2) em metano (CH_4). A eficiência do processo depende, portanto, da atividade metanogênica específica (AME) do lodo, isto é, de sua capacidade de transformar os substratos intermediários da digestão anaeróbia, tais como acetato e H_2/CO_2 , em CH_4 . Essa transformação envolve uma relação estequiométrica entre a quantidade de metano formada e a fração de matéria orgânica removida que pode ser calculada tanto em termos de sólidos voláteis quanto em termos de DQO (mg/L) removida.

Chernicharo & Campos (1990) explicitaram a necessidade do controle operacional dos reatores anaeróbios. O teste de atividade metanogênica específica (AME), além de ser um dos parâmetros de monitoramento da qualidade do lodo, apresenta os parâmetros de eficiência e estabilidade do digestor, procurando estabelecer o comportamento histórico da unidade e se seu desempenho está de acordo com as especificações do projeto.

A AME de um lodo é um parâmetro de controle importante no processo de digestão anaeróbia, possibilitando determinar as condições de partida de um reator, bem como a evolução e possíveis alterações na qualidade desse lodo (Pena, 1994). Por intermédio de análise periódica de AME em sistemas anaeróbios é possível detectar deteriorações

do lodo em razão da toxicidade, deficiência de nutrientes, acumulação de sólidos em suspensão, entre outras. Segundo Campos & Chernicharo (1990), James *et al.* (1990) e Anderson *et al.* (1991), o teste de AME, além de ser utilizado como uma análise de rotina para quantificar a atividade metanogênica de lodos anaeróbios, objetivando garantir a estabilidade do processo, pode, ainda, ser utilizado numa série de outras aplicações, referenciadas a seguir:

- Avaliar o comportamento de biomassa sob o efeito de compostos potencialmente inibidores
- Determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos
- Estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos
- Monitorar as mudanças de atividade do lodo, em razão de possível acumulação de materiais inertes, após longos períodos de operação de reatores
- Determinar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo, proporcionando aceleração do processo de partida de sistemas de tratamento
- Avaliar parâmetros cinéticos

A determinação da AME é usualmente realizada por um teste de laboratório em batelada. Os testes de AME fornecem a taxa de produção de metano ou a taxa de consumo de substrato metanogênico por unidade de biomassa microbiana. São realizados em ambiente anaeróbio, o qual deve conter as condições ambientais necessárias e os nutrientes para a obtenção da atividade biológica máxima. A população de microrganismos deve estar presente em quantidade adequada e o alimento, acima de concentrações limitantes, para a obtenção da taxa máxima de remoção de substrato, além do uso de um equipamento capaz de monitorar as mudanças da atividade metabólica ou o consumo do substrato durante o período do teste (Monteggia, 1991). O substrato aplicado varia de uma mistura de ácidos voláteis, normalmente acético, propiônico e butírico, a um substrato simples, geralmente o acetato (James *et al.*, 1990). O resultado é calculado a partir da medição direta da taxa de produção de metano ou consumo de um substrato por unidade de biomassa e unidade de tempo, podendo ser expressa em $\text{mCH}_4/\text{gSVT.d}^{-1}$ ou $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSVT.d}^{-1}$. A biomassa é expressa como concentração de sólidos voláteis totais ou como volume de biomassa, quando se avalia a capacidade de conversão de ácidos voláteis em lodos de digestores anaeróbios (Monteggia, 1991).

Tecnologias PROSAB

O Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP-MCT) está estruturado sob quatro redes temáticas: (1) Água, (2) Esgoto, (3) Lixo (RSU) e (4) Lodo (RSO). A rede Lodo no edital 3 (2000

a 2002) foi representada por seis instituições de pesquisa, a saber: UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais), UFES (Universidade Federal do Espírito Santo), UEPb (Universidade Estadual de Campina Grande), SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas) e UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina). O processo de avaliação da rede foi realizado pelo consultor Eng. Marcelo Pinto Teixeira (CAESB) e pela Profa. Dra. Rosana Filomena Vazoller (USP), com acompanhamento da FINEP, representada por Célia Maria Poppe de Figueiredo.

Respirômetro anaeróbio automatizado (RANA) – UFES

Escopo e objetivos

Os processos anaeróbios têm se destacado no tratamento de efluentes, independente de sua origem, porém, sua utilização em muitos tipos de efluentes ainda não apresenta a eficiência esperada em razão do desconhecimento de muitas reações, rotas de degradação e efeitos de inibição. Para possibilitar estudo mais detalhado desse processo de tratamento biológico em efluentes que contenham compostos de baixa taxa de biodegradabilidade ou compostos tóxicos ao processo inicialmente proposto, faz-se necessário realizar testes em batelada para analisar o comportamento cinético do processo.

Para esses estudos foi desenvolvido na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), mais precisamente no Laboratório de Saneamento, em parceria com o Laboratório de Engenharia Elétrica, um equipamento que consiste em um respirômetro automatizado anaeróbio (RANA) destinado inicialmente a avaliar a AME de lodo em condições estritamente anaeróbia, podendo também ser adaptado para outros fins, como avaliar a toxicidade e biodegradabilidade de resíduos orgânicos em condições anaeróbias.

Descrição da tecnologia e procedimentos

O equipamento é constituído basicamente por oito reatores e sistema de mistura, de aquecimento, de aquisição de dados e controle, oferecendo precisão e reprodutibilidade na medição da produção de gases no interior de frascos reatores, minimizando principalmente a influência de fatores externos, como, por exemplo, a temperatura, e possibilitando ainda a aquisição e armazenamento automático dos dados coletados.

O respirômetro automatizado anaeróbio (Figura 2.5 e Tabela 2.6) tem sua estrutura em aço e acrílico transparente, o que lhe garante resistência, isolamento térmico e fácil visualização do sistema. O equipamento possui capacidade para oito frascos reatores de até 1000 ml, mantidos sob agitação constante, à temperatura de 30°C, os quais são monitorados continuamente com auxílio de interface digital acoplada a um

computador pessoal com software adequado para processamento e visualização contínuos da produção de biogás.

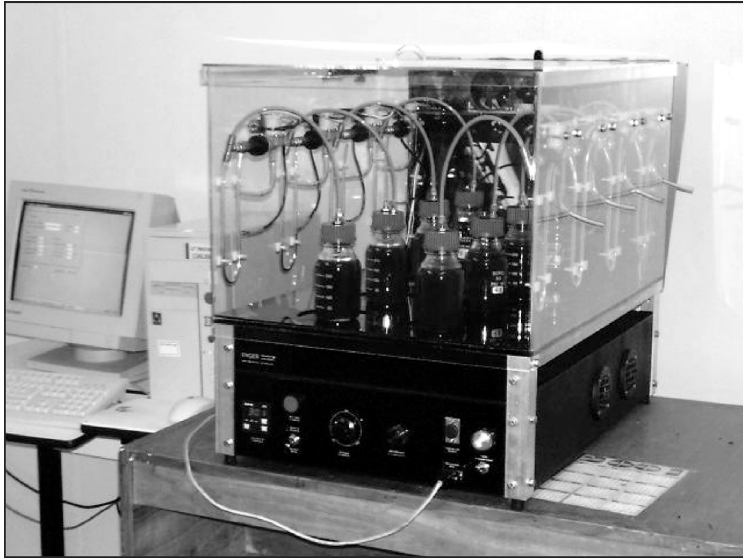


Figura 2.5 Visão geral do respirômetro automatizado (RANA).

Tabela 2.6 Descrição das características técnicas do aparelho RANA.

Característica	Descrição	Observação
Gabinete	Acrílico fechado	Operação a “seco”
Capacidade	Até 8 frascos 500 a 1 L	Frascos selados
Fonte de alimentação	110 V – CA	“No break” 12 horas
Sistema de agitação	Magnético (bobinas)	Barras magnéticas
Sistema de aquecimento	Automático 30°C	Ventiladores (2) 600 W
Sistema de controle	Pressostato	Volume controlado
Software	“Windows”	Controle/etapas

O sistema de comunicação e monitoramento dos testes é realizado por meio de um programa aplicativo responsável pela comunicação com o sistema de controle localizado no respirômetro com um microcomputador. A comunicação entre o respirômetro e o computador é implementada por meio da porta serial do computador, ou seja, não há necessidade de nenhuma placa de aquisição de dados. Essa comunicação se faz necessária

na preparação do sistema para o início do teste, acompanhamento do andamento do mesmo e geração de relatórios com os dados finais.

Os procedimentos foram adaptados para o protocolo experimental segundo Chernicharo (1997), com as seguintes modificações: (1) frascos reatores com volume conhecido e volume fixo de lodo (g SVT/L) previamente aclimatado sob temperatura (30°C) e agitação constantes por 12 horas. Para essa aclimação os frascos são, também, submetidos a atmosfera de N₂. (2) Adicionar os substrato (acetato) nas concentrações desejadas (S₀/X₀), aferindo os valores de pH, ST, SVT e AGV das amostras de lodo no início do experimento. (3) Recolher continuamente amostras do biogás expelido para avaliação de teores de CH₄, CO₂ e H₂S. (4) Acompanhar possíveis vazamentos no sistema. Os principais resultados observados permitiram construir curvas de produção e determinação da atividade metanogênica em lodos provenientes do sistema UASB, recebendo retorno de lodo aeróbio de biofiltros aerados submersos (BFS) do sistema ETE-UFES.

Emprego do Biogás para Hidrólise Térmica

Reator de hidrólise térmica (UFMG)

Escopo e objetivos

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, embora tratem as águas residuárias, geram dois “subprodutos”, o biogás e o lodo de descarte. A tecnologia aqui proposta objetiva associar esses dois “subprodutos”, almejando como produto final um lodo totalmente higienizado, a partir do emprego do biogás como fonte de energia calorífica para tratamento térmico do lodo de descarte.

Todo o trabalho experimental foi desenvolvido a partir de dois aparatos experimentais, em escalas piloto e de demonstração, montados, respectivamente, no Laboratório de Instalações Piloto Professor Ysnard Machado Ennes, situado à Rua Guaicurus, nº 187, e no Campus Experimental, implantado na ETE Arrudas, em Belo Horizonte, ambas instalações do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG.

Descrição da tecnologia e procedimentos

Cada aparato experimental foi constituído de reator UASB, reservatório de biogás e reator térmico, conforme apresentado esquematicamente na Figura 2.6. Fotos dos reservatórios de biogás e dos reatores térmicos, em escala piloto e de demonstração, são mostradas nas Figuras 2.7 e 2.8.

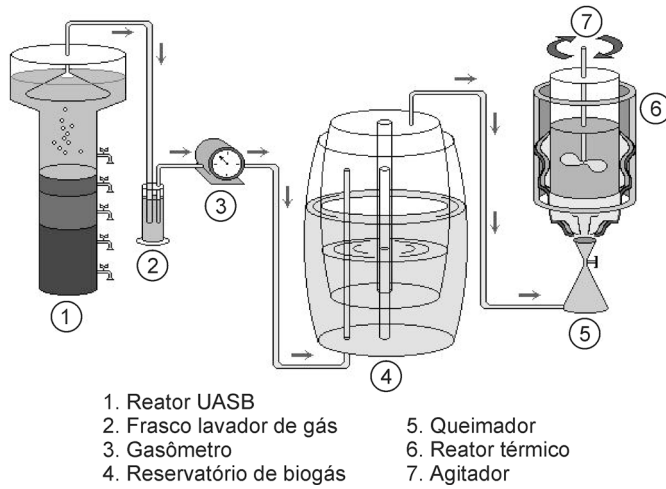


Figura 2.6 Disposição esquemática dos aparatos experimentais, em escalas piloto e de demonstração.

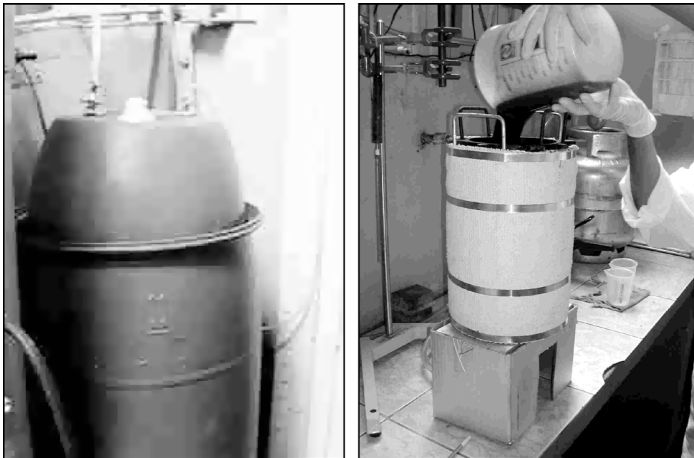


Figura 2.7 Vista do reservatório de biogás e do reator térmico em escala piloto.

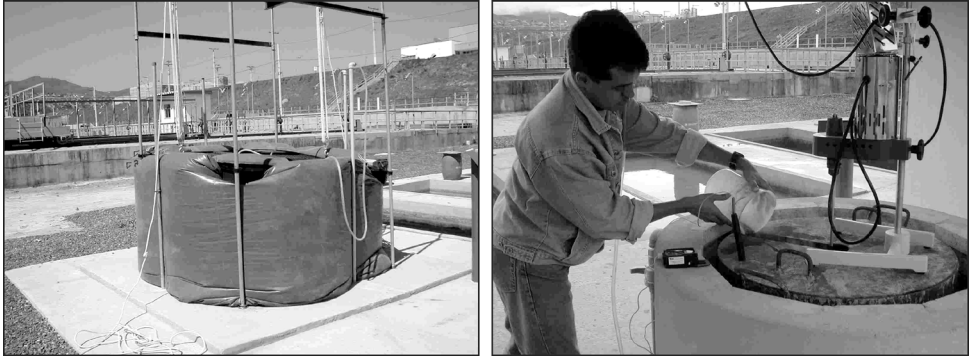


Figura 2.8 Vista do reservatório de biogás e do reator térmico em escala de demonstração.

Na Tabela 2.7 são apresentadas as principais características das duas unidades experimentais.

Tabela 2.7 Características físicas das unidades experimentais.

Unidade experimental	Aparato experimental			
	Escala piloto		Escala de demonstração	
	Material	Volume útil	Material	Volume útil
Reator UASB	Acrílico	400 L	Fibra de vidro	23 m ³
Reservatório de biogás	Bombonas de plástico	220 L	Lona	8 m ³
Reator térmico	Aço carbono	5 L	Aço carbono	200 L

Como o biogás é produzido continuamente e o descarte do lodo é realizado em bateladas, para atingir as condições de trabalho desejadas, armazenou-se o biogás produzido para posterior queima no momento do tratamento térmico do lodo. Esse armazenamento permitiu a aplicação de pressão no biogás no decorrer do processo de queima, o que permitiu alcançar temperaturas mais elevadas em espaços de tempo mais curtos, tendo por consequência menores períodos de tratamento do lodo. As pressões empregadas no decorrer dos ensaios situaram-se entre 5,5 e 6,5 cm de coluna d'água na escala piloto e entre 2 e 2,5 cm de coluna d'água na escala de demonstração, tendo o tratamento térmico se desenvolvido no período de 7 horas.

No decorrer dos ensaios, o lodo foi mantido em constante agitação, objetivando-se minimizar a sedimentação de sólidos e a formação de gradiente de temperatura ao

longo da altura do volume de lodo aquecido, uma vez que o queimador do biogás foi instalado sob o reator térmico. Após início da agitação, coletava-se a primeira amostra (tempo zero de aquecimento – temperatura ambiente), iniciando-se assim a queima do biogás, sendo as demais amostras coletadas a 1,5, 3, 5 e 7 horas de aquecimento.

Sendo assim, a rotina operacional desenvolveu-se da seguinte maneira:

1. Armazenou-se o volume de biogás produzido em 24 horas.
2. Descartou-se para o reator térmico o volume de lodo a ser tratado, também equivalente à produção de um dia.
3. Aplicou-se pressão no reservatório de biogás, colocando-se pesos sobre este, no decorrer do processo de queima do biogás.
4. No decorrer do tratamento térmico, foram coletadas amostras de lodo para realização das análises de interesse.

Os parâmetros sólidos, DQO, proteínas, carboidratos e lipídeos foram avaliados, objetivando-se analisar o efeito do tratamento térmico sobre as características de biodisponibilidade do lodo, enquanto as análises de DBO, realizadas a partir de duas metodologias distintas, e o teste de biodegradabilidade anaeróbia, almejavam analisar os efeitos do procedimento de ensaio sobre as características de biodegradabilidade do lodo.

Resultados obtidos

Os resultados obtidos demonstraram aumentos significativos da biodisponibilidade dos parâmetros avaliados (DQO, proteínas, carboidratos e lipídeos), conforme pode ser visualizado nas Figuras 2.9 e 2.10, que apresentam os resultados médios dos diversos ensaios realizados.

Pode-se observar expressiva variação nas concentrações de cada um dos parâmetros, com o aumento do tempo e da temperatura de ensaio, tendo sempre por base os valores referentes às amostras que não sofreram aquecimento, coletadas em temperatura ambiente.

Analisando-se, por exemplo, os resultados referentes à quantificação de proteínas no aparato em escala piloto, percebe-se que, após 7 horas de aquecimento, a concentração quantificada de proteínas foi cerca de 35 vezes maior que a concentração medida na amostra coletada sem aquecimento. Já no aparato em escala de demonstração, esse aumento foi de cerca de 12 vezes.

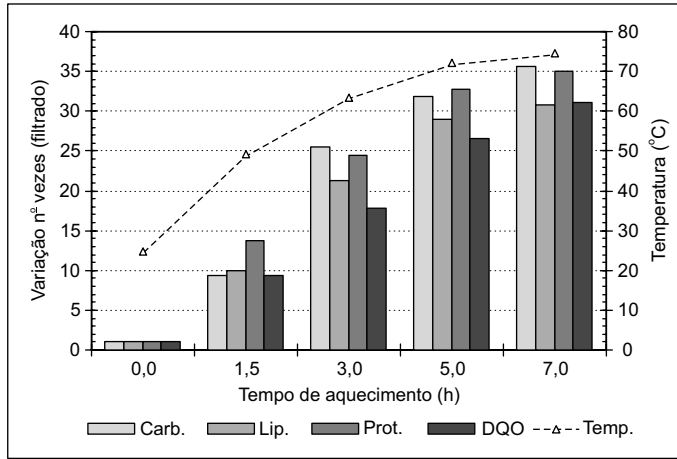


Figura 2.9 Aumento dos parâmetros avaliados com o aumento da temperatura (escala piloto).

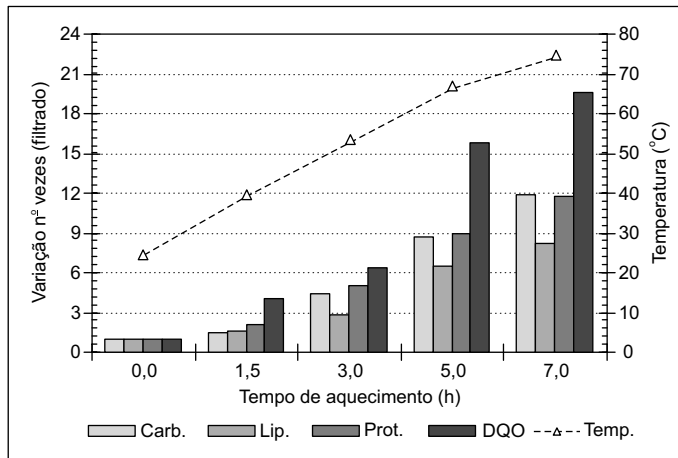


Figura 2.10 Aumento dos parâmetros avaliados com o aumento da temperatura (escala de demonstração).

Após ser submetido ao tratamento térmico, o lodo excedente passa a ser visto como substrato, uma vez que contém mais material orgânico biodisponível para os microrganismos, podendo assim ser destinado a processos aeróbios ou anaeróbios de digestão, almejando aumentar a estabilização desse material. Nesse sentido, para avaliar a biodegradabilidade do lodo tratado termicamente, foram realizados ensaios de DBO

(conhecidamente um teste aeróbio), além de testes anaeróbios, utilizando-se o aparelho Oxitop® Control.

Os principais resultados dos testes de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia são mostrados nas Figuras 2.11 e 2.12.

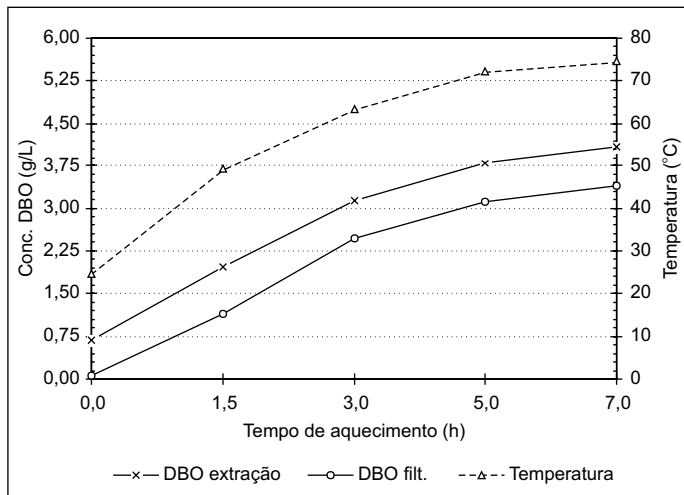


Figura 2.11 Variação da DBO, com o tempo e a temperatura de ensaio.

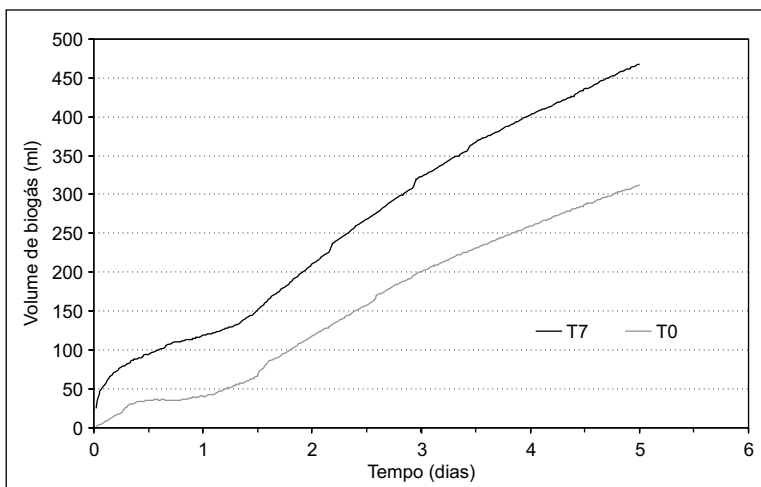


Figura 2.12 Variação da produção de biogás, em diferentes tempo e temperatura de aquecimento.

Os resultados apresentados na Figura 2.11 mostram uma variação crescente da concentração de DBO, confirmando a melhora da biodegradabilidade do lodo à medida que aumentam os parâmetros tempo e temperatura de aquecimento. Para as amostras de lodo aquecidas durante 7 horas, a DBO aumentou em cerca de 5 vezes em relação ao lodo não tratado termicamente (tempo 0,0 de aquecimento).

Em relação aos testes anaeróbios, percebe-se, a partir dos resultados mostrados na Figura 2.12, que a produção volumétrica média de biogás, para a amostra de lodo coletada após 7 horas de aquecimento, depois de 5 dias de ensaio, foi cerca de 50% superior à produção verificada na amostra coletada antes do início do tratamento térmico. Como também aqui as amostras foram submetidas à mesma metodologia de ensaio, tendo variado somente os fatores tempo e temperatura de aquecimento, conclui-se que tais resultados indicam relação direta entre esses parâmetros e a melhora das características de biodegradabilidade do lodo tratado termicamente. Tais resultados, que são originários de um teste anaeróbio, confirmam os resultados obtidos nos testes de DBO.

Por último, foi avaliado o efeito do retorno do lodo tratado termicamente para o reator UASB, tendo-se constatado que esse procedimento não afetou negativamente a eficiência do reator. Observou-se aumento na taxa de produção de biogás, o que indica maior eficiência na estabilização da matéria orgânica presente no sistema de tratamento de esgotos em questão.

Termo-hidrolisador de lodo anaeróbio (SANEPAR)

Escopo e objetivos

A tecnologia consistiu no desenvolvimento de processos para o aproveitamento do biogás gerado no reator tipo RALF (reator anaeróbio de leito fluidificado) como fonte de energia. O principal objetivo é a captação do biogás e sua utilização no processo de higienização e secagem do lodo, detalhado no Capítulo 6 deste livro.

Descrição da metodologia e procedimentos

Foi construída uma estrutura de concreto denominada termo-hidrolisador, com as medidas externas de 2,70 x 2,70 x 2,30 m, totalizando um volume interno de 15 m³. Em suas paredes internas foram fixadas tubulações de cobre para a passagem de óleo térmico aquecido pelo biogás. Foi instalado, também, um misturador para homogeneização do lodo durante seu aquecimento. O termo-hidrolisador, as tubulações internas de cobre e o misturador podem ser visualizados na Figura 2.13.



Figura 2.13 Termo-hidrolisador, tubulações internas de cobre e misturador do lodo.

O termo-hidrolisador foi monitorado com o desempenho da temperatura, umidade, DQO, biodegradabilidade anaeróbia e microscopia ótica. Entre os principais resultados obtidos dos parâmetros analisados, durante 720 horas de monitoramento, destaca-se o incremento significativo da DQO solúvel, de 1,93 g/L no lodo original para 36,98 g/L no lodo termo-hidrolisado após o período de monitoramento. Nesse período, o lodo manteve-se sob temperatura superior a 70°C em 39% do tempo, o que representa 283 horas acima de 70°C com uma média de 64,58°C durante os 30 dias de monitoramento. Não houve influência da temperatura externa no aumento ou diminuição das temperaturas do lodo no termo-hidrolisador. A conservação da umidade do lodo é explicada pelo fato de o sistema ser totalmente fechado e estar em constante revolvimento. O objetivo da conservação da umidade do lodo é preservar sua característica fluida para facilitar o retorno ao reator. A Figura 2.14 ilustra alguns aspectos da microscopia ótica do lodo termo-hidrolisado (100x), percebendo-se ruptura das estruturas floculentas do lodo após o tratamento térmico, evidência de que a temperatura tem efeito destrutivo nesses flocos. Foram realizados, também, os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia do lodo termo-hidrolisado, utilizando a metodologia desenvolvida no Laboratório de Desenvolvimento de Processos Tecnológicos do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina (LDPT/ENQ/UFSC) e que foi descrita por Weiss *et al.* (2003). Para realização dos testes, a concentração de sólidos voláteis da amostra foi ajustada para 20 gSV/L e posteriormente foram adicionados 8,0 gSV/L de inóculo. Nessa concentração, a proporção de inóculo em relação à concentração de substrato foi de 40%. O inóculo utilizado foi o lodo proveniente do reator RALF, tratando esgoto bruto.

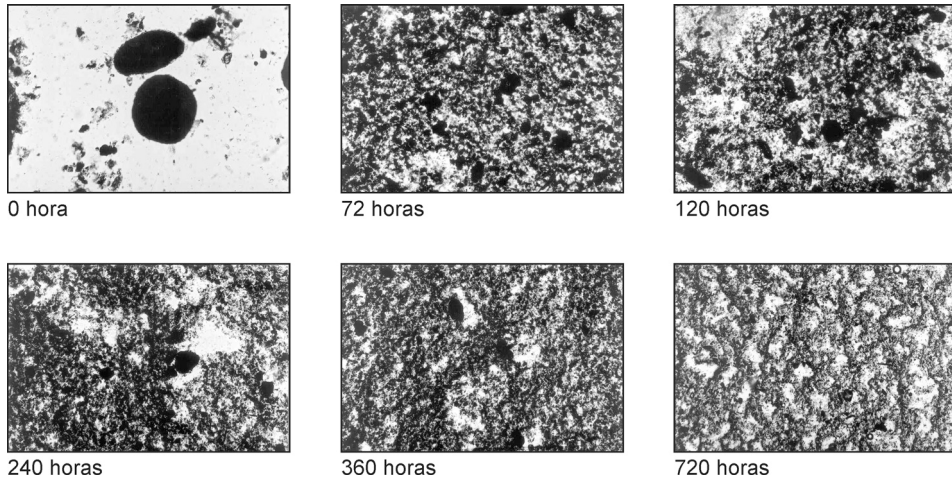


Figura 2.14 Microscopia ótica do lodo de esgoto sem efeito da temperatura e lodos termo-hidrolisados durante o tempo indicado abaixo de cada figura.

Os custos para o sistema de aquecimento é realizado por módulos atendendo a cerca de 10.000 habitantes. Para esse caso, o custo total do sistema de aquecimento gira em torno de R\$ 12.800,00 e, para a construção do termo-hidrolisador, está em torno de R\$ 5.000,00, portanto, uma relação de investimento da ordem de R\$ 1,78/habitante.

Reator de hidrólise alcalina no sistema UASB + BFs (UFES)

Escopo e objetivos

A maioria dos estudos de hidrólise química de lodos utiliza amostras de lodo aeróbio resultante do processamento por lodos ativados, e poucos trabalhos estão relacionados com hidrólise química de lodo anaeróbio para processamento em reatores UASB. Os estudos de hidrólise na UFES têm por objetivo a comparação de processos hidrolíticos, por via ácida e alcalina, de lodo anaeróbio de reator UASB recebendo lodo de retorno de biofiltros aerados submersos (BFS). Essa comparação foi realizada por meio de ensaios com diferentes dosagens de ácido (HCl) e álcali (NaOH) em lodos com várias concentrações de sólido totais (ST). A tecnologia proposta objetiva reduzir a produção de lodos por meio da destruição de sólidos voláteis (SV), além de contribuir para a produção de lodo com menor carga de agentes patogênicos.

Descrição da tecnologia e procedimentos

O sistema de tratamento de esgotos tipo UASB seguido de biofiltros aerados submersos (UASB + BFS) utiliza um retorno de lodo aeróbio proveniente da lavagem

dos biofiltros aerados para o interior do reator UASB, tentando aproveitar o potencial de digestão desse lodo aeróbio no interior do reator UASB. Entretanto, a maioria dos estudos nesse sistema tem demonstrado que o lodo aeróbio, quando retornado para o reator UASB, não apresenta digestão satisfatória, tendendo promover o efeito de adensamento nas diversas mantas de lodo do reator. A Figura 2.15a ilustra a configuração básica de uma ETE operando na configuração UASB seguida de biofiltros aerados submersos (BFS) com retorno de lodo aeróbio e a Figura 2.15b ilustra possível adequação desse sistema com um processo hidrolítico associado.

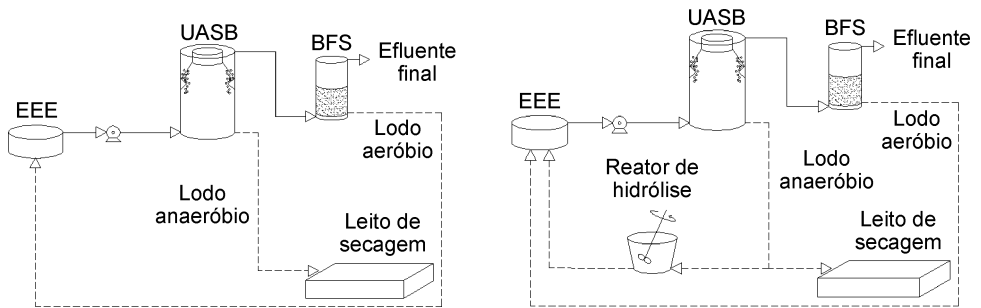


Figura 2.15 a) Esquema do sistema ETE-UFES evidenciando o reator UASB, biofiltros aerados submersos (BFS) e o esquema operacional de retorno de lodo aeróbio para o reator UASB. b) Esquema da modificação do sistema de gerenciamento de lodo na ETE-UFES, evidenciando o reator de hidrólise introduzido na linha de processamento do reator UASB.

O reator consiste em um reservatório de polietileno com 1000 L de capacidade. No decorrer do tratamento alcalino, o lodo deverá ser mantido em constante agitação, empregando-se um agitador mecânico, a fim de propiciar maior homogeneização e evitar a sedimentação de sólidos.

O lodo a ser hidrolisado é coletado no fundo do reator UASB. A hidrólise é realizada semanalmente, em batelada, e o volume de lodo hidrolisado corresponde a 20% do lodo produzido no UASB. Após a hidrólise, o lodo recircula para a entrada da estação (elevatória). O lodo é fornecido ao reator com um teor de sólidos totais de aproximadamente 4%. Os estudos indicam que a dosagem ótima para hidrolisar o lodo anaeróbio é de 60 meq/L de NaOH para um lodo com 1% ST (equivalente a 6,0 meq de NaOH/g ST) e que o tempo de duas horas é suficiente para que a reação ocorra. Esses parâmetros são utilizados no processo de hidrólise alcalina em escala real da ETE-UFES.

Previamente, Abreu *et al.* (2003) realizou estudos de avaliação em escala de bancada do processo de hidrólise química, visando à solubilização da matéria orgânica

e à higienização de lodos aeróbio e anaeróbio da ETE-UFES, verificando que os melhores resultados de solubilização de DQO foram conseguidos com hidrólise alcalina (NaOH 40 meq/L) de lodo aeróbio ou anaeróbio a 1% ST, atingindo valores da relação DQO filtrada/DQO total da ordem de 81%.

De acordo com os resultados dessas pesquisas, a hidrólise alcalina é um eficiente mecanismo de solubilização da matéria orgânica do lodo. Sendo assim, quando esse lodo for recirculado no reator, poderá ser prontamente utilizado pelas bactérias anaeróbias, aumentando o potencial de produção de biogás. Além do mais, a adição no NaOH promoveu redução de aproximadamente 12% de SSV do lodo anaeróbio, indicando a possibilidade de redução da produção de lodo da ETE. Por último, essa metodologia também se mostrou eficiente na higienização do lodo. Com base nesses resultados observados do processamento hidrolítico de lodo aeróbio e anaeróbio do sistema UASB + BFS, em que foi constatada maior eficiência de hidrólise alcalina de lodo anaeróbio a 1% ST tratado com NaOH (40 meq/L), foi projetado e construído um reator de hidrólise (RH) em escala real para atender à demanda do sistema de tratamento da ETE-UFES. As Tabelas 2.8 e 2.9 podem oferecer as estimativas de custos associadas à construção e manutenção do sistema hidrolítico para a ETE-UFES.

Tabela 2.8 Custos associados à construção do reator de hidrólise.

Discriminação	Unidade	Preço total
Reservatório de 1000 L	1	R\$ 200,00
Tubos e conexões	-	R\$ 700,00
Estrutura	-	R\$ 1100,00
Total	-	R\$ 2000,00

Tabela 2.9 Custos associados à manutenção do sistema (gastos mensais, R\$).

Item	Quantidade necessária	Preço unitário	Custo (R\$)
NaOH	9,56 kg/mês	R\$ 3,10/kg	R\$ 30/mês
Energia elétrica	2,08 kWh/mês	R\$ 0,338/kWh	R\$ 0,71/mês
Mão-de-obra	12 horas/mês	R\$ 1,875/hora	R\$ 22,5/mês
Total	-	-	R\$ 53,21/mês

Exemplo de aplicação e dimensionamento (Hidrólise química e térmica)

Apresenta-se a seguir um exemplo de dimensionamento para uma população de 10.000 habitantes, sendo conhecido os seguintes parâmetros:

- População de projeto = 10.000 habitantes
- Temperatura média do esgoto = 23°C
- DQO afluente (S_o) = 550 mg/L
- DQO efluente (S) = 165 mg/L
- Coeficiente de produção de sólidos, em termos de DQO (Y_{obs}) =

$$0,16 \frac{\text{kg}_{\text{DQO lodo}}}{\text{kg}_{\text{DQO aplicada}}}$$

- Coeficiente de produção de sólidos (Y) = $0,15 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{kg}_{\text{DQO aplicada}}}$
- Teor de SV no lodo = 60% (SV/ST)
- Quota per capita = 150 L/hab. dia
- Vazão afluente média (Q_{med}) = 10.000 hab. x 150 L/hab. dia = 1.500 m³/dia

Avaliação da produção de lodo

$$L_o = S_o \times Q_{med} \quad \therefore L_o = 0,550 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times 1500 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \quad \therefore L_o = 825 \frac{\text{kg}}{\text{dia}}$$

Em que: L_o = carga média de DQO aplicada ao sistema.

$$P_{SST} = Y \times L_o$$

Em que: P_{SST} = produção de sólidos no sistema.

$$P_{SST} = 0,15 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{kg}_{\text{DQO aplicada}}} \times 825 \frac{\text{kg}_{\text{DQO aplicada}}}{\text{d}} \quad \therefore P_{SST} = 123,75 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{dia}}$$

Considerando o teor de SV = 65% (SV/ST), estima-se a massa de sólidos voláteis e de sólidos fixos do lodo:

$$P_{Sv} = 0,65 \times 123,75 \text{ (kg SST/dia)} = 80,44 \text{ kg SSV/dia}$$

$$P_{SSF} = 123,75 - 80,44 = 43,31 \text{ kg SSF/dia}$$

$$V_{\text{lodo}} = \frac{P_{\text{SST}}}{(G \times C)}$$

em que:

V_{lodo} = produção volumétrica de lodo antes da hidrólise (lodo bruto);

G = densidade do lodo;

C = concentração do lodo (%).

$$V_{\text{lodo}} = \frac{\left(123,75 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{d}}\right)}{\left(1020 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times 0,035\right)} \therefore V_{\text{lodo}} = 3,45 \text{ m}^3 / \text{dia}$$

Sistema para hidrólise química de lodo úmido

Destruição de SV

Os resultados obtidos pela UFES indicam que a eficiência de destruição de SV é de 25% durante a hidrólise alcalina.

Portanto, a massa de SV no lodo produzido após a hidrólise será de:

$$P_{\text{SSV,h}} = (1 - 0,25) \times 80,44 \text{ (kg SSV/dia)} = 60,33 \text{ kg SSV/dia}$$

A massa de SST no lodo após a hidrólise será de:

$$P_{\text{SST,h}} = 60,33 + 43,31 = 103,64 \text{ kg SST/dia}$$

O volume de lodo produzido após a hidrólise será de:

$$V_{\text{lodo,h}} = \frac{P_{\text{SST}}}{(G \times C)}$$

em que:

$V_{\text{lodo,h}}$ = produção volumétrica de lodo após hidrólise;

G = densidade do lodo;

C = concentração do lodo (%).

$$V_{\text{lodo}} = \frac{\left(103,64 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{d}}\right)}{\left(1020 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times 0,035\right)} \therefore V_{\text{lodo}} = 2,90 \text{ m}^3 / \text{dia}$$

Dimensionamento do reator hidrolítico

Demanda de NaOH / reservatório de NaOH

Dose de NaOH = 6 meq / g SST ou 0,24 kg NaOH / kg SST no lodo de descarte do UASB

Massa de NaOH, considerando-se uma frequência semanal de descarte de lodos:

$P_{\text{NaOH}} = 7 \text{ (dias)} \times 123,75 \text{ (kg SST/dia)} \times 0,24 \text{ (kg NaOH / kg SST)} = 207,9 \text{ kg NaOH/semana.}$

Considerando-se a utilização de 40 meq/L NaOH para o processamento da hidrólise alcalina de lodo anaeróbico (Abreu et al. 2003) pode-se inferir que o reator de hidrólise alcalina deverá ter um volume de 5,2 m³.

Considerando-se, ainda, que a hidrólise do lodo bruto será realizada em duas bateladas, o volume do reator corresponderá à metade do volume do lodo de descarte semanal:

Volume de descarte de lodo, $V_L = 7 \text{ (dias)} \times V_{\text{lodo}} = 7 \times 3,45 = 24,15 \text{ m}^3 = 25 \text{ m}^3$

Volume do reator, $V_r = V_L / 2 = 13 \text{ m}^3$

Profundidade útil, $h = 2,7 \text{ m}$

Área, $A = V_r / h = 13 / 2,7 = 4,81 \text{ m}^2$

$$\text{Diâmetro} = \sqrt{\frac{4 \cdot A}{\pi}} = 2,50 \text{ m}$$

Observação: os testes realizados pela UFES demonstraram que o gradiente hidráulico não é um fator limitante do processo de hidrólise alcalina. Isto significa que a agitação pode ser realizada no reator hidrolítico mediante o uso de bombas hidráulicas de recirculação, aeração, injeção de biogás ou agitadores mecânicos.

Sistema para hidrólise térmica de lodo úmido

Os sistemas termo-hidrolíticos estudados no âmbito da rede PROSAB lodo encontram-se descritos no Capítulo 5 (Secagem e Higienização de Lodos) desta publicação.

Destruição de SV

Os resultados obtidos pela UFMG indicam que a eficiência de destruição de SSV durante a hidrólise térmica atinge valores próximos daqueles obtidos através da hidrólise alcalina desenvolvido pela UFES. Portanto, os valores referentes à massa e ao volume de lodos produzidos por ocasião de um descarte semanal podem ser considerados iguais aos já calculados acima. Desta maneira, a massa de SST no lodo após a hidrólise será de:

$$P_{SST,h} = 103,64 \text{ kg SST/dia}$$

Por outro lado, estima-se a que a perda de água durante o processo térmica atinja valores da ordem de 10%, aumentando o teor de SST para cerca de 4%. Portanto, o volume de lodo produzido após a hidrólise será de:

$$V_{\text{lodo}} = \frac{\left(103,64 \frac{\text{kg}_{SST}}{d}\right)}{\left(1020 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times 0,040\right)}$$

$$V_{\text{lodo}} = 2,54 \text{ m}^3/\text{dia}$$

Dimensões do reator de termohidrólise

A hidrólise térmica será, também, realizada com frequência semanal, em duas operações de batelada. Por tal razão, as dimensões do reator de termohidrólise serão as mesmas anteriormente calculadas para o reator de hidrólise alcalina.

Reservatório de biogás

Os parâmetros e os cálculos referentes ao dimensionamento do reservatório de biogás encontram-se detalhados no exemplo de dimensionamento no Capítulo 5 (Secagem e Higienização de Lodos). Estima-se que a necessidade diária de reservação de biogás atinja o valor de 140 m³, sugerindo-se a implantação de 2 reservatórios de 70,0 m³ cada para facilitar a operação. A Tabela 2.10 oferece um resumo comparativo dos sistemas estudados no âmbito da rede PROSAB-Lodo no período de 2000 a 2003.

Tabela 2.10 Comparação dos processos de hidrólise alcalina e térmica de lodo anaeróbio avaliados no âmbito da rede PROSAB-Lodo no período de 2000 a 2003.

Parâmetro	Unidades	Hidrólise alcalina	Hidrólise térmica
Massa de SST no lodo bruto	Kg SST/semana	990,0	990,0
Volume de lodo bruto	m ³ / semana	24,15	24,15
Massa de SST no lodo hidrolisado	Kg SST/semana	725,0	725,0
Volume de lodo hidrolisado	m ³ / semana	20,3	17,8
Teor SST no lodo hidrolisado	%	3,5	4,0
Demanda de NaOH	Kg SST/semana	207,9	–
Demanda de biogás	m ³ /dia	–	140,0
Volume de estocagem de NaOH	m ³	5,2	–
Volume de estocagem de biogás	m ³	–	140,0
Volume do reator de hidrólise	m ³	13,0	13,0
Número de bateladas	Un.	2	2

Conclusões

Embora muitos trabalhos tenham sido desenvolvidos almejando o tratamento térmico de lodos provenientes de sistemas de tratamentos de esgotos, o que se percebe, a partir das referências bibliográficas, é que a quase totalidade destes dá-se a partir de lodos provenientes de sistemas aeróbios, especificamente sistemas de lodos ativados, havendo nas plantas um digestor anaeróbio exclusivo para tratar o lodo submetido a tratamento térmico (lodo hidrolisado).

Além disso, as temperaturas empregadas são bastante elevadas, e os processos, altamente mecanizados. Sendo assim, vale destacar mais uma vez que a proposta aqui avaliada parte de um sistema de tratamento de esgotos tido como simplificado (reatores UASB e RALF), já estabelecido em países em desenvolvimento, com baixa geração de lodo, ao qual se pretende somar uma etapa de tratamento térmico do lodo de descarte, que também busca ser simplificada, ressaltando assim a relevância e o caráter inovador do trabalho.

As tecnologias de análise da atividade metanogênica específica (RANA) e da biodegradabilidade do lodo de esgoto foram adequadas ao estudo realizado e mostraram resultados concisos para os teste realizados.

As tecnologias desenvolvidas para hidrolisar o lodo de esgoto e aumentar sua biodegradabilidade mostraram resultados positivos, sendo que na hidrólise térmica os

parâmetros analisados indicaram aumento da solubilização do lodo. Ocorreu também maior degradação do lodo pelo grande aumento da produção de metano observado em determinadas amostras. Em razão disso podemos sugerir que, caso ocorra a implantação do projeto em escala real, o lodo permaneça durante 72 horas dentro do termo-hidrolisador, sob efeito de temperatura média de 65°C. Concluiu-se também que a temperatura quebra as estruturas flocosas do lodo, diminuindo o tamanho de suas partículas e aumentando a taxa de solubilização de alguns compostos, o que facilita o processo de degradação.

O retorno do lodo termo-hidrolisado ao RALF deve ser realizado após a verificação de que o mesmo apresenta grande eficiência e tempo de detenção, pois, em decorrência da grande solubilização do lodo após tratamento térmico, esses dois parâmetros são imprescindíveis para que, após seu retorno, o mesmo passe pelo tratamento biológico durante um período mínimo necessário para sua degradação. Ainda como recomendação, sugerimos a execução de pesquisa para avaliar o retorno do lodo termo-hidrolisado em um biodigestor próprio para lodo de esgoto, pois a hidrólise disponibiliza mais substrato, porém não necessariamente de biodegradabilidade compatível com o biodigestor tratando esgoto bruto, podendo prejudicar a qualidade do efluente final. Esse procedimento permitiria melhor acompanhamento do comportamento da degradação do lodo tratado no processo de digestão anaeróbia e melhor controle do tempo de detenção.

Nos processamentos de lodos por meio de hidrólise química alcalina e ácida observou-se, também, aumento na taxa de solubilização tanto do lodo aeróbio quanto do anaeróbio, sendo que os melhores resultados de solubilização da DQO obtidos foram na hidrólise alcalina.

A hidrólise é uma tecnologia factível de incrementar a fração solúvel de lodos anaeróbios e aeróbios, aumentando assim sua produção de metano e diminuindo seu volume final, resultando em menor quantidade de lodo a ser disposto e reduzindo, conseqüentemente, os problemas correlacionados com sua destinação final. Os tratamentos térmicos e químicos também proporcionam higienização do lodo, diminuindo os impactos negativos que o produto causa ao meio, podendo ser reutilizado e ter destinação final mais adequada.

As tecnologias de reatores hidrolíticos desenvolvidas pelo PROSAB são aplicáveis a cada caso e devem sempre ter acompanhamento em sua operação.

Referências Bibliográficas

ABREU, T. A.; TEIXEIRA, A. V. P.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F. Solubilização química de sólidos voláteis de lodos de estação de tratamento de esgotos. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE BIODIGESTORES, 1., 2003, São Paulo. *Anais...* São Paulo, 2003.

- ALMEIDA, J. R. G.; BEOZZO, J. R. C.; MECA, L. A. A. Gases do esgoto, controle de odores, parâmetros brasileiros e engenharia de segurança: ETE São Miguel. *Saneas*, São Paulo, n. 9, p. 70-78, 1996.
- ANDERSON, G. K.; CAMPOS, C. M. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; SMITH, L. C. Evaluation of the inhibitory effects of lithium when used as tracer for anaerobic digesters. *Water Research.*, v. 25, p. 755-760, 1991.
- ANDREOLI, Introdução. In: SPERLING, M. V.; ANDREOLI, C. V. *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. Von.; FERNANDES, F. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001, p. 13-16.
- BIO, 2001. Caderno especial. O saneamento em números. *Revista Bio*, ABES, p. 17-36, jan/mar 2001.
- BOF, V. S.; CASTRO, M. S. M.; GONÇALVES, R. F. ETE UASB + biofiltro aerado submerso: desempenho operacional com retorno do lodo aeróbio para o UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999. *Anais...* Rio de Janeiro, 1999.
- CAMPOS, C. M. M.; CHERNICHARO, C. A. L. The use of of SMA test for measuring toxicity in anaerobic sludge. In: IAWPRC INTERNATIONAL SEMINAR ON INDUSTRIAL RESIDUALS MANAGEMENT. 1990, Salvador, Brasil. *Proceedings...* Salvador, 1990. p. 191-199.
- CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB, ABES, 1999. 464 p.
- CHERNICHARO, C. A. L.; BORGES, A. M.; MESQUITA, L. C. P.; DIAS, A. M. A. Desenvolvimento de um respirômetro automatizado para avaliação da atividade microbiana anaeróbia. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 120-126, 2001.
- CHANG, C. N.; MA, Y. S.; LO, C. W. Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. *Chemical Eng. Journal.* v. 90, n. 3, p. 273-281, 2002.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: UFMG- DESA, 1997. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5).
- CHERNICHARO, C. A. L.; CAMPOS, C. M. M. A new methodology to evaluate the behaviour of anaerobic sludge exposed to potentially inhibitory compounds. In: IAWPRC INTERNATIONAL SEMINAR ON INDUSTRIAL RESIDUALS MANAGEMENT. 1990, Salvador, Brasil. *Proceedings...* Salvador, 1990. p. 79-88.
- CHIU, Y. C.; CHANG, C. N.; LIN, J. G.; HUANG, S. J. Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.*, v. 36, n. 11, p. 155-162, 1997.
- CHYNOWETH, D. P.; PULLAMMAN P. Anaerobic digestion of Municipal Solid Wastes. In: PALMISANO, A., BARLAZ, M. (Eds.). *Microbiology of solid waste*. CRC Press., 1996. p. 71-102.

- DOHÁNYOS, M. et al. The intensification of sludge digestion by disintegration of activated sludge and thermal conditioning of anaerobic biomass. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE, 1999, Atenas. *Anais...* Atenas: IAWQ, 1999. p. 113-120.
- DOHÁNYOS, M.; ZÁBRANSKÁ, J. Anaerobic digestion. In: SPINOSA, L.; VESILIND P. A. *Sludge into biosolids*. UK: IWA Publishing, 2001. p. 223-241.
- ENGELHART, M.; KRÜGER, M.; KOOP, J.; DICHTL, N. Enhanced anaerobic digestion of disintegrated sewage excess sludge at short hydraulic retention times: steady state and shock load performance. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE. *Anais...* Atenas: IAWQ, 1999 Atenas. p. 145-151.
- FERNANDES, F.; LARA, A. I.; ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto In: *Reciclagem de biosólidos: transformando problemas em soluções*. Curitiba: SANEPAR, FINEP. 1999.
- FIELD, ALVAREZ, R. S.; LETTINGA G. Ensayos anaeróbios. In: DEPURACION ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALES, 4., Valladolid. *Anais...* Valladolid, Espanha, 1998.
- FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO, 3., 1994, Montevideo. *Anais...* Montevideo, Uruguai, 1994.
- HAUG R. T.; LEBRUN T. J.; TORTORICI L. D. Thermal Pretreatment of Sludges – a field demonstration. *J. WPCF*, v. 55, n. 1, p. 23-34.
- HAUG, R. T.; STUCKEY, D. C.; GOSSETT, J. M.; McCARTY, P. L. Effect of thermal pre-treatment on digestibility and dewaterability of organic sludge, *Wat. Sci. Tech.*, v. 26, p. 857-866, 1978.
- HOFFMANN, E.; KLUTE, R. Improving the denitrification potential in biological wastewater treatment by dosing carbon from sludge hydrolysis. In: HAHN, H. H.; KLUTE, R. (Eds.). *Chemical water and wastewater treatment*. Springer, Berlin. 1990.
- HUANG, W. S. *The solubility and digestion property of applying ultrasound and alkaline to waste activated sludge (WAS)*. 1995. Thesis (Master) – Graduate Institute of Environmental Science, Tunghai University, Taichung, Taiwan.
- JAMES A.; CHERNICHARO C. A. L.; CAMPOS C. M. M. The development of a new methodology for the assessment of specific methnogenic activity. *Water Research.*, v. 24, p. 813-825, 1990.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES. 1995. 720 p.
- JØRGENSEN, P. E. Biological hydrolysis of sludge from primary precipitation. In: HAHN, H. H.; KLUTE, R. (Eds.). *Chemical water and wastewater treatment*. Berlin. 1990.
- KARLSSON, I. Carbon source for denitrification from pre-precipitated sludge. In: HAHN, H. H.; KLUTE, R. (Eds.). *Chemical water and wastewater treatment*. Berlin. 1990.

- KARLSSON, I.; GÖRANSSON, J.; RINDEL, K. Use of internal carbon from sludge hydrolysis in biological wastewater treatment. In: GOTHENBURG SYMPOSIUM (CHEMICAL WATER AND WASTEWATER TREATMENT II), 5., *Anais...* 1992. p. 329-339.
- KEEP, U.; MACHENBACH, I.; WEIZ, N.; SOLHEIM, O. E. Enhancement Stabilisatio of sewage sludge through thermal hydrolysis – tree years of experience with full scale plant In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE. 1999, Atenas. *Anais...* Atenas: IAWQ, 1999. p. 161-168.
- KENZEVIC, Z.; MAVINIC, D. S.; ANDERSON, B. C. Pilot scale evaluation of anaerobic codigestion of primary and pretreated waste activated sludge. *Water Environ. Res.*, v. 67, n. 5, p. 835-841, 1994.
- KEPP, U.; SOHEIM, O. E.; MOLDE, S. High dry solids digestion. In: CIWEM/AQUA ENVIRO EUROPEAN BIOSOLIDS AND ORGANIC RESIDUALS CONFERENCE, 5., 2001, Wakefield. *Anais...* Cedar Court, Wakefield, UK.
- KOPP, J.; MÜLLER, J.; DICHTL, N.; SCHWEDES, J. Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically desintegrated excess sludge. *Water Sci. Technol.*, v. 36, n. 11, p. 129-136, 1997..
- KROGMAM, U. Composting. In: SPINOSA, L.; VESILIND P. A. *Sludge into biosolids*. UK: IWA Publishing, 2001. p. 259-277.
- LEE, D. J.; MÜLLER, J. A. Preliminary treatments. In: SPINOSA, L.; VESILIND, A. (Eds.). *Sludge into biosolids – processing, disposal, utilization*. IWA Publishing, 2001.
- LI, Y. Y.; NOIKE, T. Upgrading of anaerobic digestion os waste activated sludge by thermal pretreatment. *Wat. Sci. Tech.*, v. 26, n. 3-4, p. 857-866, 1992.
- LIAO, T. L. *The effect on nitrogen-containing substance in waste activated sludge by alkali pretreatment*. 1993. Thesis (Master) – Graduate Institute of Environmental Engineering, Chiao Tung University, Hsinchu, Taiwan, ROC.
- LIN, J. G.; CHANG, C. N.; CHANG, S. C. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. *Biores. Technol.*, n. 62, p. 85-90, 1997.
- LIN, J. G.; MA, Y. S.; CHAO, A. C.; HUANG, C. L. BMP test on chemically pretreated sludge. *Biores. Technol.*, n. 68, p. 187-192, 1999.
- LIN, J. G.; MA, Y. S.; HUANG, C. C. Alkaline hydrolysis of the sludge generated from a high-strength, nitrogenous-wastewater biological-treatment process. *Biores. Technol.* n. 65, p. 35-42, 1998.
- MALINA, J. E.; POHLAND, F. G. *Water quality management library*. Lancaster, EUA: Technomic Publishing Company. 1992.
- METCALF & EDDY, INC. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. 3. ed. New York, USA: McGraw-Hill, Inc., 1995.
- MOERGENROTH, E.; KOMMEDAL, R.; HARREMOES P. Processes and modelling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 6, p. 25-40, 2002.

- MONTEGGIA, L. O. The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors. Thesis (PhD) University of Newcastle Upon Tyne, 1991.
- MÜLLER, J.; LEHNE, G.; SCHWEDES, J.; BATTENBERG, S.; NÄVEKE, R.; KOPP, J.; DICHTL, N.; SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D. C. Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.*, v. 38, n. 8-9, p. 425-433, 1998.
- MÜLLER, J. A. Pretreatment process for the recycling and reuse of sewage sludge. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE, 1999, Atenas. *Anais...* Atenas: IAWQ, 1999. p. 282-289.
- MÜLLER, J. A. *Sewage sludge disintegration*. 2001. Disponível em: <<http://www-public.tu-bs.de:8080/~jom/english/Desintegengl.html>>. Acessado em: 18/10/2002.
- PASSAMANI, F. R. F. *Remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos em uma ETE do tipo UASB + biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário e em lodo anaeróbio submetido à higienização por caleagem ou por pasteurização*. 2001. Dissertação (Mestrado) – PPGEA/UFES.
- PENA, J. A., *Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica*. 1994. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos.
- PIERRE, C. V.; QUEZADA DORIA, R. A. Análise de viabilidade econômica do aproveitamento de biogás gerado em um reator anaeróbio. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., 1995, Salvador. *Anais...* Salvador, BA, ABES. 1995. 11p.
- RAJAN, R. V.; LIN, J. G.; RAY, B. T. Low-level chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization. *J. WPCF.*, v. 61, p. 1678-1683, 1989.
- RAMIREZ, A.; MALINA, J. *Chemicals disinfect sludge*. *Water Sew. Works.*, v. 127, p. 52, 1980.
- RAY, B. T.; LIN, J. G.; RAJAN, R. V. Low-level alkaline solubilization for enhanced anaerobic digestion. *J. WPCF.*, n. 62, p. 81-87, 1990.
- REY, L. *Parasitologia – parasitos e doenças parasitárias do homem nas Américas e na África*. 2. ed. Guanabara: Koogan, 1991.
- ROCHER, M.; GOMA, G.; PILAS BEGUE, A.; LOUVEL, L.; ROLS, J. L. Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge processes: biomass physicochemical treatment and biodegradation. *Microbiol Biotechnol.*, v. 51, p. 883-890.
- ROGALLA, F. Produção, caracterização e processamento de biossólidos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODISSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1, 1998, Curitiba. *Anais...* Curitiba: Sanepar/ABES, 1998. p. 35-40.
- SANDERS, W. T. M. Anaerobic hydrolysis: mechanism, assesment of hydrolysis rate. In: WORKSHOP ON HARMIZATION OF ANAEROBIC BIODEGRADATION ACTIVITY AND INHIBITION ASSAYS. Orta, Italy. *Anais...* Orta, Italy, 2002. pp. 101-110.

- SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D. C. Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE. 1999, Atenas. *Anais...* Atenas: IAWQ, 1999. p 241-248.
- SCHIEDER, D.; SCHNEIDER, R.; BISCHOF, F. Thermal hydrolysis (TDH) as a pretreatment method for the digestion of organic waste. *Water Science and Technology*, v. 41, n. 3, p. 181-187.
- SPERLING, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. In: Princípios de tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a. 243p.
- SPERLING, M. V. Princípio básicos do tratamento de esgotos. In: Princípios de tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b. 211 p.
- SPERLING, M. V.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: característica e produção. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. p. 17-67.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATIONS OF WATER AND WASTERWATER. 19. ed. American Public Health Association, Washington, D.C., 1998.
- TANAKA, S.; KAMIYAMA, K. Thermo chemical pretreatment in the anaerobic digestion of waste activated sludge. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: REGULATION, TREATMENT, UTILIZATION AND DISPOSAL. 2001, Acapulco, México. *Anais...* Acapulco: IWA, 2001. p. 117-123.
- THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Metodologia de análise parasitológica em lodo de esgoto e esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P. (Orgs.). *Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Curitiba: Sanepar/Prosab, 2000.
- TIEHM, A., NICKEL, K.; NEIS, U. The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Sci. Technol.*, v. 36, n. 11, p. 1121-1128, 1997.
- VAZOLLER, R. *Microbiologia da digestão anaeróbia*. Manual CETESB 5308/N857m. 1981.
- WARD R. F. Potencial of biomass. In: WISE D. L. Fuel gas systems. Florida, 1982. p. 1-21. (*CRC Series in Bioenergy Systems*).
- WEISS, M.; SIMÕES, R. C.; FRANÇA, M.; ANDREOLI, C. V.; BELLI FILHO, P.; SOARES, H. M.; CASTILHOS Jr, A. B. Determinação da biodegradabilidade de lodos anaeróbios hidrolisados. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE FERMENTAÇÕES, 2003, Florianópolis. (*Artigo submetido*). Florianópolis.

Capítulo 3

Estabilização Anaeróbia de Lodos

Durval Rodrigues de Paula Junior, Luciana de Mattos Moraes, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Patrícia Procópio Pontes, Servio Túlio Cassini, Ricardo Franci Gonçalves, Paulo Belli Filho e Hugo Moreira Soares

Introdução

O tratamento dos lodos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) vem ganhando cada vez mais expressão no Brasil, em razão do aumento do número de ETEs instaladas e da necessidade de se atender às exigências ambientais. Nesse sentido, o desenvolvimento de novas tecnologias é o resultado dessa crescente demanda pela disposição segura e com pequeno impacto ambiental desse lodo gerado, garantindo maior segurança e bem-estar para as populações envolvidas.

Os lodos podem exibir características indesejáveis, como instabilidade biológica (pela presença de material orgânico biodegradável), possibilidade de transmissão de patógenos (presença de vírus, bactérias, protozoários, helmintos, etc.) e grandes volumes (baixas concentrações de sólidos). O tratamento do lodo visa à correção dessas características, envolvendo processos de estabilização, desidratação e higienização.

Os lodos são estabilizados para reduzir patógenos, eliminar odores ofensivos e inibir, reduzir ou eliminar o potencial de putrefação. O alcance desses objetivos está relacionado aos efeitos dos processos ou operações de estabilização da fração volátil ou orgânica do lodo. A sobrevivência de patógenos, a liberação de odores e a putrefação ocorrem quando microrganismos se desenvolvem na fração orgânica do lodo. Os meios para eliminar essas condições por intermédio da estabilização são: redução biológica de sólidos voláteis; oxidação química da matéria orgânica; adição de produtos químicos no lodo de modo a impedir a sobrevivência dos microrganismos; e aplicação de calor para desinfetar ou esterelizar o lodo (Metcalf & Eddy, 1991).

Quando se propõe um processo de estabilização de lodo, é importante considerar a quantidade de lodo a ser tratada, a integração do processo de estabilização com outras unidades de tratamento e os objetivos do processo de estabilização, compatibilizando a destinação final do lodo com normas e legislação vigentes.

As tecnologias usualmente empregadas para estabilização são: estabilização por calor; digestão anaeróbia; digestão aeróbia; e compostagem (Tsutiya *et al.*, 2001).

Discute-se, neste capítulo, a digestão anaeróbia, a mais utilizada dentre as possíveis alternativas.

A digestão anaeróbia, um dos mais antigos processos de biodegradação empregados na estabilização de lodos, promove a decomposição da matéria orgânica e inorgânica na ausência de oxigênio molecular. O processo tem sido mais aplicado na estabilização de lodos concentrados produzidos no tratamento de águas residuárias. Mais recentemente tem sido demonstrada, também, a aplicabilidade do processo anaeróbio no tratamento de grande variedade de águas residuárias.

Segundo Chernicharo (1997), a digestão anaeróbia pode ser considerada um ecossistema no qual diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas. O processo de digestão anaeróbia envolve diferentes estágios de interação entre os substratos e os grupos de bactérias. Embora seja simplificada como de duas fases, o processo pode ser subdividido em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Essas etapas são resumidamente descritas a seguir.

Na hidrólise, a matéria orgânica complexa é convertida em materiais mais simples, dissolvidos pela ação de exoenzimas produzidas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Na acidogênese, os produtos solúveis oriundos da fase anterior são metabolizados no interior das células como bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais simples, que são excretados. Como os ácidos graxos voláteis são os principais produtos do metabolismo das bactérias fermentativas, estas são designadas como bactérias fermentativas acidogênicas. Na acetogênese, bactérias acetogênicas oxidam os produtos gerados na fase acidogênica em substratos apropriados para as arqueas metanogênicas, fazendo parte, assim, de um grupo metabólico intermediário. A etapa final do processo é efetuada pelas arqueas metanogênicas, que são divididas em dois grupos principais em função de sua afinidade com diferentes substratos: as acetoclássicas, que utilizam ácido acético ou metanol na produção de metano, e as hidrogenotróficas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono na formação de metano. Quando há presença de sulfato no substrato, muitos compostos intermediários passam a ser utilizados pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), provocando alteração das rotas metabólicas. Dessa forma, as BRS passam a competir com as bactérias fermentativas e acetogênicas e com as arqueas metanogênicas pelos substratos disponíveis.

Conceitos mais detalhados sobre fundamentos da digestão anaeróbia, metabolismo bacteriano, aspectos cinéticos, aspectos termodinâmicos, atividade metanogênica, etc. estão amplamente relatados na literatura específica (Van Haandel & Lettinga, 1994; Speece, 1996; Chernicharo, 1997; Campos, 1999).

A necessária e premente ampliação da quantidade de esgotos tratados gerará um grande e inevitável crescimento da produção de lodo no Brasil. Embora a tendência seja

a aplicação de tecnologias que se reflitam em menor produção de lodo, não se pode descartar o emprego dos sistemas ditos convencionais, que sabidamente geram quantidades apreciáveis de lodos. A geração de grandes volumes de lodo e seu processamento e disposição talvez sejam o problema mais complexo com que a engenharia sanitária se depara. A estabilização do lodos de esgoto empregando distintas tecnologias que utilizam o processo biológico de digestão anaeróbia é discutida a seguir.

Fundamentos Tecnológicos e Reatores

Todos os sistemas de tratamento biológico de águas residuárias geram lodo na forma de suspensão de flocos. Dependendo da natureza e origem dos sólidos, distinguem-se lodo primário e lodo secundário. O lodo primário é gerado a partir da sedimentação de material particulado do afluente (esgoto). O lodo secundário ou biológico é gerado no reator biológico do sistema de tratamento, constituindo-se em mistura de sólidos não biodegradáveis contidos no afluente e em massa microbiana que cresce no reator. Dependendo do ambiente, o lodo secundário pode ser de natureza aeróbia ou anaeróbia.

A quantidade e a qualidade do lodo produzido por um sistema de tratamento dependem da vazão e das características do esgoto tratado, do tipo de tratamento e da operação do sistema. Cada método de tratamento aplicado a esgotos domésticos apresenta suas peculiaridades. A produção de lodo varia com o tipo de tratamento, conforme apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Produção de lodo de esgoto em sistemas aeróbios e anaeróbios.

Tipo de tratamento	Quantidade de lodo produzido ($\text{m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)
Lagoa facultativa primária	0,037
Lagoa facultativa	0,03 a 0,08
Lagoa anaeróbia – lagoa facultativa	0,01 a 0,04
Lagoa aerada facultativa	0,03 a 0,08
Lodos ativados convencionais	1,1 a 1,5
Lodos ativados (aeração prolongada)	0,7 a 1,2
Lodos ativados (fluxo intermitente)	0,7 a 1,5
Filtro biológico (baixa carga)	0,4 a 0,6
Filtro biológico (alta carga)	1,1 a 1,5
Biodiscos	0,7 a 0,1
Reator anaeróbio de manta de lodo	0,07 a 0,1
Fossa séptica – filtro anaeróbio	0,07 a 0,1

Fonte: Andreoli, 1999.

A Tabela 3.2 apresenta alguns dados típicos da composição química de lodos crus e digeridos.

Tabela 3.2 Composição química do lodo cru e digerido.

Características	Lodo primário cru		Lodo digerido	
	Intervalo	Valor médio	Intervalo	Valor médio
Sólidos totais (ST) %	2,0 a 8,0	5,0	6,0 a 12,0	10
Sólidos voláteis (% de ST)	60 a 80	65	30 a 60	40
Proteínas (% de ST)	20 a 30	25	15 a 20	18
Nitrogênio (% de ST)	1,5 a 6,0	4,0	1,6 a 6,0	4,0
Fósforo (% de ST)	0,8 a 3,0	2,0	1,5 a 4,0	2,5
Potássio (% de ST)	0 a 1,0	0,4	0,0 a 3,0	1,0
pH	5,0 a 8,0	6,0	6,5 a 7,5	7,0
Alcalinidade (mg de CaCO ₃ L ⁻¹)	500 a 1500	600	2500 a 3500	3000
Ácidos orgânicos (mg/L ⁻¹)	200 a 2000	500	100 a 600	200

Fonte: Andreoli, 1999.

Os fundamentos tecnológicos da digestão anaeróbia de lodos de esgoto utilizando reatores do tipo mais simplificado (tanques sépticos), do tipo convencional (digestores) e até os de concepção mais evoluída (reatores UASB) são discutidos a seguir.

Digestão anaeróbia de lodos descartados de tanques sépticos

Em áreas não favorecidas por redes de esgotos públicos, torna-se necessária a implantação de instalações capazes de realizar a depuração biológica e bacteriana das águas servidas. Deste modo evita-se a contaminação do solo e da água.

Estudos do IBGE (2000) apontaram que, dos 5.507 municípios existentes em 2000, 2.630 não eram atendidos por rede coletora e utilizavam soluções alternativas como tanques sépticos e sumidouros, fossas secas, valas abertas e lançamentos em cursos d'água. Dessas alternativas, os tanques sépticos constituem a opção mais praticada. Porém, as características do projeto, sua implantação e sua correta operação de tanque séptico dependem de sua adequação ao recomendado pela NBR 7229/93. Geralmente, a limpeza desses tanques processa-se de forma intermitente e sem frequência definida, acarretando diminuição da estabilidade do lodo e de sua atividade biológica e comprometimento da eficiência do tratamento dos esgotos sanitários. Na

gestão de sistemas com tanques séptico deve ser dada atenção ao lodo descartado por esses reatores, haja vista que ainda possuem elevada carga de poluente.

Uma das preocupações para garantir saneamento básico sustentável é o desenvolvimento de tecnologias simples e que não ofereçam risco ao meio ambiente. Nesse sentido, é necessária a implementação de boa gestão de lodos de tanques sépticos. O sistema de tanque séptico é a solução mais empregada para o tratamento de esgotos sanitários e uma das questões a ser resolvida é o destino adequado para o produto proveniente de sua limpeza. Assim, contribui-se neste capítulo com orientações de tratamento do lodo descartado de tanques sépticos por meio da digestão anaeróbia.

Descrição da tecnologia

Os tanques sépticos (Figura 3.1) são câmaras fechadas destinadas a reter os despejos domésticos, por um período de tempo estabelecido, de modo a permitir a decantação e transformação dos sólidos contidos nas águas de esgotos em substâncias e compostos mais simples e estáveis. Economicamente, o tanque séptico é recomendado para até 100 habitantes (NBR 7229/93). O funcionamento de um tanque séptico está voltado principalmente para a redução da fase sólida dos esgotos e ocorre da seguinte forma:

- *Retenção*: o esgoto é retido no tanque por um período preestabelecido que pode variar de 12 a 24 horas, dependendo das contribuições afluentes.
- *Decantação*: simultaneamente à fase de retenção, processa-se a sedimentação de 60% a 70% dos sólidos em suspensão contidos nos esgotos, formando-se o lodo. Parte dos sólidos não decantados, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases, é retida na superfície livre do líquido, no interior do tanque séptico, e é denominada de espuma.
- *Digestão*: tanto o lodo como a espuma são atacados por bactérias anaeróbias, provocando destruição parcial de organismos patogênicos.
- *Redução de volume*: da digestão, resultam gases, líquidos e acentuada redução de volume dos sólidos retidos e digeridos, que adquirem características estáveis capazes de permitir que o efluente líquido do tanque séptico possa ser lançado em melhores condições de segurança do que as do esgoto bruto. Porém, apesar da contínua redução do volume de lodo, haverá sempre acúmulo ao longo dos meses de operação do tanque séptico. Como consequência, a acumulação de lodo e de espuma leva à redução do volume útil do tanque, demandando a remoção periódica desses produtos. Porém, a retirada do excesso de lodo deve ser realizada de modo adequado, deixando-se um volume de massa rica em bactérias anaeróbias para o reinício de sua atividade biológica.

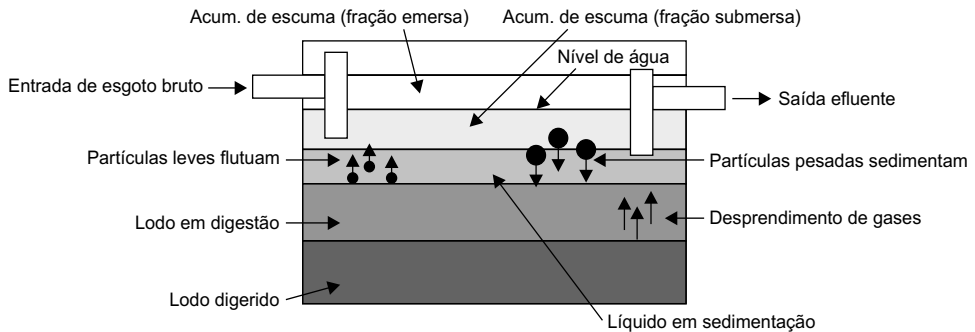


Figura 3.1 Funcionamento geral de um tanque séptico (NBR 7229/93).

Os tanques sépticos são projetados para receber todos os despejos domésticos (de cozinhas, lavanderias domiciliares, lavatórios, vasos sanitários, bidês, banheiros, chuveiros, mictórios, ralos de piso de compartimento interior, etc.). Os despejos de cozinha devem passar por caixas de gordura antes de serem lançados nos tanques sépticos.

Os tanques sépticos podem possuir eficiência de redução de sólidos suspensos e de DBO_5 de 60% para ambos os parâmetros. Apesar dessa significativa eficiência de redução de sólidos suspensos, existirá, com o tempo, acúmulo de sólidos fixos que deverá ser retirado para não interferir negativamente no processo.

Acumulação de lodos em tanques sépticos

O conhecimento do acúmulo de lodo nos tanques sépticos é importante para a estimativa do momento ideal de seu descarte e, desse modo, garantir bom funcionamento de um digestor anaeróbio. Philippi (1992, 1993) desenvolveu um trabalho sobre o funcionamento de tanques sépticos analisando o comportamento de 42 instalações desse tipo. O volume dos tanques pesquisados variavam entre 2 e 4 m^3 e eram ou construções recentes ou que ainda não haviam sido limpos. O autor relata que, na operação e monitoramento de tanques sépticos, a avaliação dos lodos se mostra mais importante do que a análise de seu efluente, por ser um bom revelador do estado de digestão e, portanto, do funcionamento do tanque séptico.

A taxa de acumulação de lodo, expressa em L/pessoa.dia, é o parâmetro mais representativo do sistema. Seus resultados mostraram que os valores de taxa de acumulação de lodo são inferiores a 0,2 L/pessoa.dia. Esse valor permite calcular um volume de tanque séptico para um dado intervalo de limpeza: nas condições do estudo, limpeza a cada 5 anos constitui um objetivo satisfatório.

O lodo e a espuma acumulados nos tanques devem ser removidos em intervalos equivalentes ao período de limpeza do projeto, que pode variar de 1 a 5 anos (NBR

7229/93). Porém, a prática tem mostrado que tanques sépticos bem projetados e construídos podem demandar tempos maiores para a retirada desse material.

O intervalo de limpeza pode ser aumentado quanto aos parâmetros de projeto, sempre que se verificarem alterações nas vazões efetivas de trabalho em relação às estimadas. Quanto à remoção do lodo digerido, aproximadamente 10% de seu volume deve ser deixado no interior do tanque.

Características de lodos descartados de tanques sépticos

Um dos grandes problemas enfrentados no uso de tanques sépticos é o tratamento e disposição final do lodo. Como foi visto, o lodo e a espuma gerados devem ser retirados dos tanques sépticos em intervalos de tempo estabelecidos durante o projeto. No entanto, esses intervalos não são respeitados, acarretando redução no tempo de detenção hidráulica e, conseqüentemente, perda na eficiência da remoção de sólidos e DBO.

Na Tabela 3.3 encontram-se dados sobre a composição de lodos de tanques sépticos coletados pelas empresas limpa-fossas do Município de Florianópolis/SC, podendo-se verificar heterogeneidade em suas características. Já na Tabela 3.4 são apresentadas as características complementares, provenientes da operação desses reatores anaeróbios.

Tabela 3.3 Características de lodos descartados de tanques sépticos.

Parâmetros (mg L ⁻¹)*	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão
DQO	528	29704	10383	8812
DQO filtrada	322	3880	1028	743
DBO ₅	7400	300	2808	2283
pH	5,48	7,60	6,69	0,63
Alcalinidade	228	3854	994	1012
Nitrogênio amoniacal	36	278	116	74
Fósforo total	7,20	215,90	45	49
ST	516	33292	9550	10471
SV	224	18454	6172	6500
SST	145	27500	6896	7659
SSV	79	18000	5019	5613
Óleos e graxas	18	6982	1588	2109
Detergentes	0,20	225	48	64

Tabela 3.4 Características e quantidade de lodo produzido em sistema com tanque séptico.

Sistema	Lodo removido na fase líquida			
	Kg SS/kg DQO aplicada	Teor de sólidos secos (%)	Massa de lodo (g SS.hab ⁻¹ .d ⁻¹)*	Volume de lodo (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)**
Tanque séptico	0,20 a 0,30	3 a 6	20 a 30	0,3 a 1,0
Tanque séptico + filtroanaeróbio	0,27 a 0,39	1,4 a 5,4	27 a 39	0,5 a 2,8

* Assumindo 0,1 kg DQO.hab⁻¹.dia⁻¹ e 0,06 kg SS.hab⁻¹.dia⁻¹.

** Litros de lodo.hab⁻¹.dia⁻¹ = [(g SS.hab⁻¹.d⁻¹)/sólidos secos (%)] x (100/1000) (assumindo densidade de 1000 kg.m⁻³).

Disposição de lodos gerados em tanques sépticos

A gestão de lodos e de escumas de tanques sépticos é recomendada pela NBR 7229/93 por meio de metodologias para seus tratamentos e disposição final. Para o tratamento apresenta as seguintes possibilidades: digestão anaeróbia, desidratação mecanizada ou natural em leito de secagem, compostagem e estabilização química. Como alternativas para a disposição final apresentam-se: aplicação no campo, incineração e aterro sanitário.

O lodo e a espuma removidos dos tanques sépticos em nenhuma hipótese podem ser lançados em corpos d'água ou galerias de águas pluviais. O lançamento do lodo digerido em estações de tratamento de esgotos ou em pontos determinados da rede coletora de esgotos está sujeito à aprovação e regulamentação por parte do órgão responsável pelo esgotamento sanitário na área considerada.

No caso de tanques sépticos para atendimento a comunidades isoladas, deve ser prevista a implantação de leitos de secagem, projetados de acordo com a normalização específica. Estes devem estar localizados em cota adequada à disposição final ou ao retorno dos efluentes líquidos para os tanques.

O lodo seco pode ser disposto em aterro sanitário, usina de compostagem ou campo agrícola, quando este não for voltado ao cultivo de hortaliças, frutas rasteiras e legumes consumidos crus.

Quando a comunidade não dispuser de rede coletora de esgoto, os órgãos responsáveis pelo meio ambiente, saúde e saneamento básico devem ser consultados sobre o que fazer para os lodos coletados dos tanques sépticos poderem ser tratados, desidratados e dispostos sem prejuízos à saúde e ao meio ambiente.

Digestão anaeróbia de lodos primários e secundários gerados em sistemas convencionais de tratamento de esgotos

Os sistemas convencionais de tratamento de esgotos que utilizam processos biológicos como “lodos ativados” ou outros sistemas de “alta taxa” (filtros biológicos, valos de oxidação, etc.) possuem, normalmente, diversas outras unidades que auxiliam no tratamento de esgotos realizado nas unidades biológicas. Dentre essas unidades destacam-se os decantadores primários e secundários que geram quantidades apreciáveis de lodo, subprodutos que necessitam ser tratados e dispostos adequadamente. Para esses sistemas, o lodo é geralmente tratado em reatores anaeróbios de câmara única que, com altos tempos de detenção hidráulica, promovem a estabilização e redução da matéria orgânica. Usualmente, essas unidades são as maiores de toda a estação de tratamento, aumentando sobremaneira os custos de implantação e operação das estações de tratamento de esgotos. A Figura 3.2 mostra um esquema ilustrativo de um sistema de lodos ativados convencional indicando os pontos de geração da fase sólida (sólidos grosseiros, areia e lodos primários e secundários).

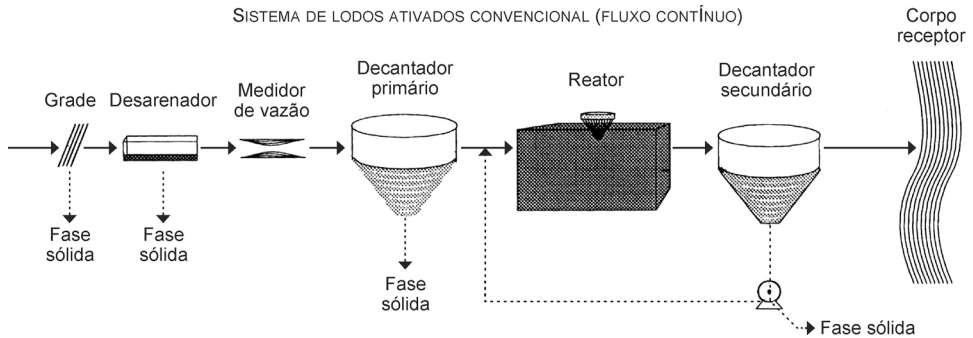


Figura 3.2 Fluxograma típico de um sistema de lodos ativados convencional. Fonte: Von Sperling (1995).

A disposição final adequada do lodo é uma etapa problemática no processo operacional de uma estação de tratamento de esgotos e que normalmente tem sido negligenciada. O custo das unidades de tratamento do lodo pode representar um terço do investimento total de uma estação de tratamento de esgoto (Vesiling, 1974) ou 50% do orçamento operacional de um sistema de tratamento (Bettiol & Camargo, 2000).

Nas estações de tratamento de esgoto convencionais, a digestão anaeróbia é geralmente precedida pela fase de adensamento e antecede a fase de desidratação, propiciando os seguintes efeitos: redução substancial dos sólidos voláteis, redução

significativa do número de organismos patogênicos; estabilização total ou parcial das substâncias instáveis, isto é, matérias orgânicas presentes no lodo; e redução do volume de lodo por intermédio dos fenômenos de liquefação, gaseificação e adensamento (Tsutiya *et al.*, 2001).

Segundo Tsutiya *et al.* (2001), a digestão anaeróbia pode promover redução da concentração de sólidos voláteis na faixa de 35% a 60%, dependendo da natureza do lodo de esgoto e das condições de operação do sistema. Para atender às condições de redução da atração de vetores, é necessária redução superior a 38% da concentração de sólidos voláteis por intermédio da digestão anaeróbia.

Imhoff (1986) relaciona a quantidade de sólidos, o teor de sólidos e de água e a quantidade de lodo produzido em diversos tipos de tratamento. A relação das quantidades de lodo para diferentes unidades e processos está apresentada na Tabela 3.5.

Segundo Chernicharo (1997), a estabilização de lodos primários e secundários oriundos do tratamento de esgotos é normalmente realizada por digestores anaeróbios convencionais. Esses digestores são, usualmente, constituídos por tanques circulares cobertos, em concreto armado, com diâmetros variando de 6 a 38 metros e profundidades entre 7 e 14 metros. As paredes de fundo são geralmente inclinadas numa relação vertical/horizontal de 1 para 4, de forma a favorecer a sedimentação e a retirada dos sólidos mais concentrados. A cobertura do reator pode ser tanto fixa quanto flutuante (móvel).

Como os digestores anaeróbios convencionais destinam-se preferencialmente à estabilização de resíduos com elevada concentração de material particulado, a hidrólise desses sólidos pode se tornar a etapa limitante de todo o processo de digestão anaeróbia. Por sua vez, a taxa de hidrólise é afetada por diversos fatores, podendo-se destacar: temperatura, tempo de residência, composição do substrato e tamanho das partículas.

Visando a otimizar a hidrólise do material particulado, os digestores anaeróbios convencionais são normalmente aquecidos, sendo usuais temperaturas de operação na faixa de 25 a 35°C. A fase de hidrólise processa-se muito lentamente quando os digestores são operados a temperaturas inferiores a 20°C.

Como os digestores anaeróbios convencionais não dispõem de meios específicos para a retenção de biomassa no sistema, o tempo de detenção hidráulica deve ser suficiente para garantir a permanência e a multiplicação dos microrganismos no sistema, propiciando que todas as fases da digestão anaeróbia se processem adequadamente.

Dependendo da existência de dispositivos de mistura e do número de estágios, três configurações principais de digestores têm sido aplicadas: digestor anaeróbio de baixa carga, digestor anaeróbio de um estágio e alta carga e digestor anaeróbio de dois

estágios e alta carga. As características de cada um estão descritas de forma resumida na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 Relação das quantidades de lodo para diferentes unidades e processos em ETEs.

Unidades e processos	Quantidade de sólidos (g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	Teor de sólidos (%)	Teor de água (%)	Quantidade de lodo 100a/1000b (L.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)
A. Decantador com digestor				
1. Lodo fresco, retirado sob água de decantadores cônicos	45	2,5	97,5	1,8
2. Como acima, adensado	45	5,0	95,0	0,90
3. Lodo digerido, adensado	30	10,0	90,0	0,30
4. Lodo digerido, desidratado artificialmente	30	30,0	70,0	0,10
5. Idem, seco ao ar	30	45,0	55,0	0,13
B. Filtro biológico, com digestor				
6. Lodo do decantador secundário	25	4,0	96,0	0,63
7. Lodo bruto, mistura do lodo primário com o secundário	70	4,7	95,0	1,50
8. Lodo digerido, homogeneizado e úmido	45	3,0	97,0	1,50
9. Lodo digerido, desidratado artificialmente	45	28,0	72,0	0,16
10. Idem, seco ao ar	45	45,0	55,0	0,19
C. Lodos ativados com digestor ou estabilização aeróbia do lodo				
11. Excesso de lodo ativado, bruto, recalado	35	0,7	99,3	5,0
12. Mistura de lodo primário e excesso de lodo ativado, bruto, adensado	80	4,0	96,0	2,00
13. Lodo misto digerido, úmido	50	2,5	97,5	2,00
14. Lodo misto digerido, desidratado artificialmente	50	22,0	78,0	0,23
15. Lodo misto estabilizado aerobicamente, adensado	50	2,5	7,5	2,00
16. Idem, desidratado artificialmente	50	20,0	80,0	0,25
17. Idem, seco ao ar	50	45,0	55,0	0,21
D. Precipitação química e floculação				
18. Pré-precipitação, lodo primário bruto, adensado	65	4,0	96,0	1,60
19. Lodo da pré-precipitação digerido, adensado	45	5,0	95,0	0,90
20. Precipitação simultânea (lodos ativados), lodo primário e secundário, bruto, adensado	90	4,0	96,0	2,25
21. Precipitação simultânea, lodo misto digerido e adensado	60	3,0	97,0	2,00
22. Pós-precipitação, lodo bruto da fase terciária, adensado	15	1,5	98,5	1,00

Fonte: Imhoff, 1986.

Digestor anaeróbio de baixa carga

O digestor anaeróbio de baixa carga, ilustrado na Figura 3.3, não dispõe de dispositivos de mistura, sendo usualmente constituído de um único tanque onde ocorrem simultaneamente a digestão, o adensamento do lodo e a formação de sobrenadante. Do ponto de vista operacional, o lodo bruto é adicionado à parte do digestor em que o lodo está sendo ativamente digerido e o biogás está sendo liberado. Com o movimento ascendente do biogás, partículas de lodo e de outros materiais flutuantes são levados para a superfície, vindo a constituir uma camada de espuma. Como resultado da digestão, ocorre a estratificação do lodo abaixo da camada de espuma, configurando-se quatro zonas distintas dentro do reator: zona de espuma, zona de sobrenadante, zona de digestão ativa e zona de lodo estabilizado.

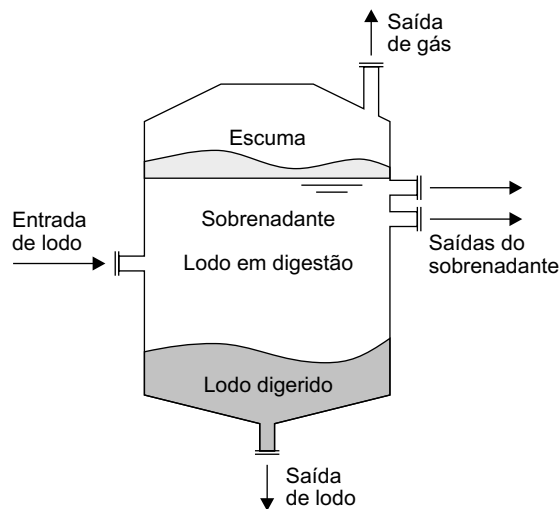


Figura 3.3 Esquema de um digestor anaeróbio de baixa carga. *Fonte:* Chernicharo (1997).

O sobrenadante e o lodo estabilizado são removidos periodicamente do digestor. A estratificação do lodo e a ausência de mistura fazem com que não mais que 50% do volume do digestor seja efetivamente utilizado no processo de digestão, implicando, portanto, a necessidade de reatores de grandes volumes para conseguir boa estabilização do lodo. Diante dessas limitações, os digestores de baixa carga são utilizados principalmente em pequenas estações de tratamento.

Digestor anaeróbio de um estágio e alta carga

O digestor anaeróbio de um estágio e alta carga, ilustrado na Figura 3.4, incorpora mecanismos suplementares de aquecimento e mistura, além de ser operado com taxas

de alimentação uniformes e com adensamento prévio do lodo bruto, de forma a garantir condições mais uniformes em todo o digestor. Como resultado, o volume do tanque pode ser reduzido e a estabilidade do processo é melhorada.

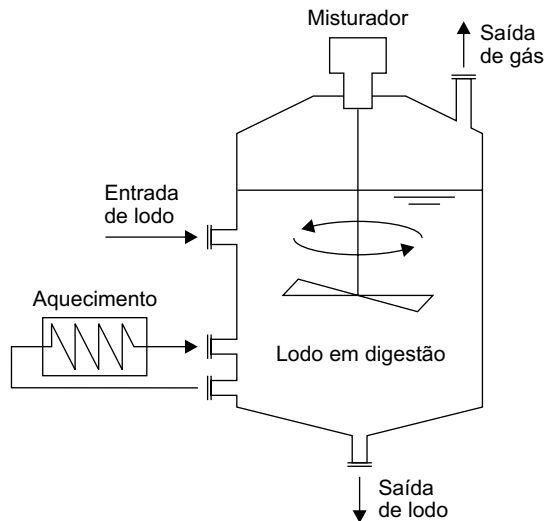


Figura 3.4 Esquema de um digestor anaeróbio de um estágio e alta carga. *Fonte:* Chernicharo (1997).

Para conseguir a mistura do lodo no interior do digestor podem ser utilizadas diferentes técnicas, como recirculação de gás, recirculação de lodo ou misturadores mecânicos de diversas configurações.

A prática comum de alimentação do digestor é a da adição de pequenas quantidades de lodo em intervalos de tempo regulares, por exemplo a cada 1 ou 2 horas, configurando-se duas formas usuais de alimentação: alimentação e mistura do digestor por um curto período, antes da retirada de lodo digerido; e retirada de lodo digerido, antes da alimentação de lodo bruto.

Digestor anaeróbio de dois estágios e alta carga

O digestor anaeróbio de dois estágios consiste basicamente na incorporação de um segundo tanque de digestão, operando em série com um digestor primário de alta carga, conforme ilustrado na Figura 3.5. Nessa configuração, o primeiro tanque é utilizado para a digestão do lodo propriamente dita, sendo portanto equipado com dispositivos de aquecimento e de mistura. O segundo tanque é utilizado para estocagem e concentração do lodo digerido, levando à formação de um sobrenadante bem mais clarificado.

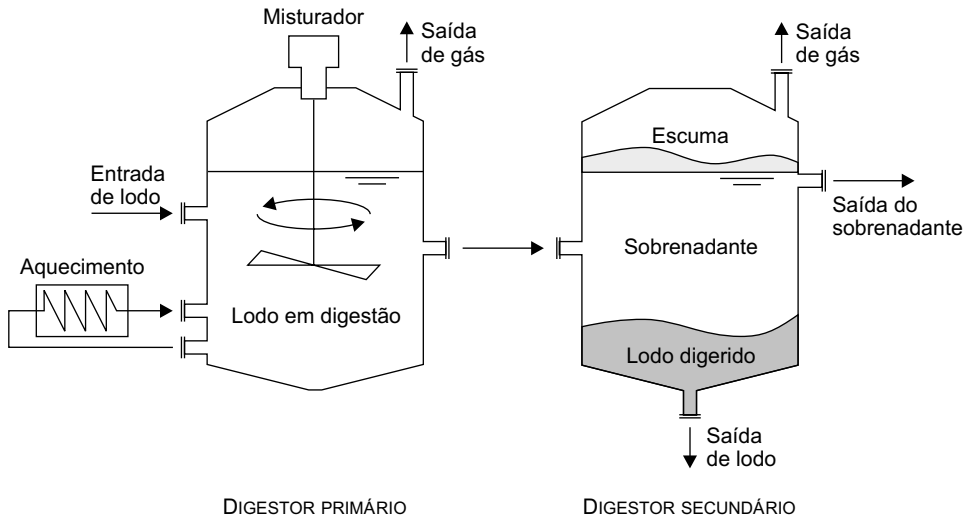


Figura 3.5 Esquema de um digester anaeróbico de dois estágios e alta carga. *Fonte:* Chernicharo (1997).

Em algumas situações, os dois tanques são projetados de forma idêntica, de tal modo que qualquer um dos dois pode ser utilizado como digester primário. Em outras situações, o digester secundário pode ser um tanque aberto, um tanque sem aquecimento ou até mesmo uma lagoa de lodo. (Metcalf & Eddy, 1991).

Alguns critérios de projeto para digestores anaeróbios de lodo de baixa e alta carga, reunidos por Chernicharo (1997), estão apresentados na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 Critérios típicos de projeto para digestores de baixa e alta carga.

Parâmetro	Baixa carga	Alta carga*
Critério volumétrico (L/hab)		
Lodo primário	57-85	37-57
Lodo primário + lodo ativado	113-170	74-113
Carga de sólidos (kg.SSV/m ³ .d)	0,6-1,6	1,6-3,2
Tempo de retenção celular – θ_c (d)	30-60	15-20

* Para digestores operando na faixa mesofílica de temperatura.

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991.

Os tempos de retenção celular recomendados para o projeto de digestores de mistura completa são ilustrados na Figura 3.6, podendo-se observar a grande dependência destes em relação à temperatura de operação do digestor. No dimensionamento do reator, o tempo de detenção hidráulica é equivalente ao tempo de residência celular, uma vez que o sistema não dispõe de mecanismos de retenção de sólidos.

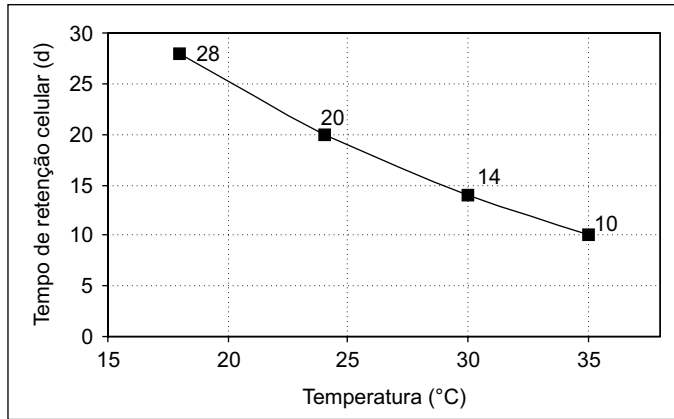


Figura 3.6 Recomendações de projeto para digestores anaeróbios de mistura completa. Fonte: Chernicharo (1997).

Sistemas de tratamento combinado de esgotos e lodo excedente

A combinação do processo de tratamento anaeróbio de águas residuárias e da digestão do lodo de descarte de unidades aeróbias, utilizadas no pós-tratamento do efluente anaeróbio, pode conferir grande viabilidade econômica ao sistema de tratamento. A utilização de tais sistemas combinados de tratamento apresenta como grande vantagem a minimização da produção de lodo, reduzida apenas ao reator UASB, que passa a operar, também, como digestor anaeróbio do lodo de descarte da unidade aeróbia de pós-tratamento, sendo produzido um lodo já estabilizado e de elevada concentração.

A possibilidade de retorno do lodo de descarte para o reator UASB foi originalmente proposta por Van Haandel & Lettinga (1994). Souza & Foresti (1996), Gonçalves *et al.* (1996, 1997, 1998, 1999, 2001, 2002) e Pontes *et al.* (2002) estudaram a associação de reatores UASB com biofiltros aerados submersos e com filtros biológicos percoladores, respectivamente, no tratamento de esgotos domésticos, em substituição às estações de

tratamento de esgotos convencionais. Os resultados obtidos por Gonçalves *et al.* (1999) em escala real e por Pontes *et al.* (2002) indicaram a capacidade desses sistemas em produzir efluentes de ótima qualidade, sem que o retorno do lodo comprometesse o funcionamento do reator UASB.

Em comparação com uma ETE convencional, constituída de decantador primário seguido de tratamento biológico aeróbio (lodos ativados, filtro biológico percolador, biofiltro aerado submerso), com os lodos primário e secundário passando por adensadores de lodo e por digestores anaeróbios, antes da desidratação, uma ETE constituída de reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio, com o lodo secundário encaminhado para digestão no próprio reator UASB e daí direto para o desaguamento, pode apresentar as seguintes vantagens (Alem Sobrinho & Jordão, 2001):

Os decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios podem ser substituídos, com todos os seus equipamentos, por reatores UASB, que dispensam equipamentos. Nessa configuração, os reatores UASB passam a cumprir, além da função precípua de tratamento dos esgotos, também as funções de digestão e adensamento do lodo aeróbio, sem a necessidade de qualquer volume adicional.

Pelo fato de o reator UASB apresentar eficiência de remoção de DBO de cerca do dobro da dos decantadores primários, o volume dos reatores biológicos aeróbios, após o reator UASB, poderá ser reduzido para cerca de metade do volume dos tanques ou reatores das estações de tratamento convencionais. Os decantadores secundários, por receberem afluente com menor concentração de sólidos em suspensão, podem sofrer redução de área superficial.

Para o caso de sistemas de lodos ativados, o consumo de energia para aeração cairá para cerca de 45% a 55% daquele verificado para uma ETE convencional, quando não se tem nitrificação, e para cerca de 65% a 70%, quando se tem nitrificação quase total.

O custo de implantação do sistema com reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio será, no máximo, 80% daquele de uma ETE convencional. Adicionalmente, o custo operacional, em razão da maior simplicidade e menor consumo de energia do sistema combinado, anaeróbio-aeróbio, representa, ainda, maior vantagem para esse sistema combinado. Exemplos de tecnologias que empregam sistemas de tratamento combinado são descritos a seguir.

Sistema reator UASB/lodos ativados

Estações de tratamento associando reatores UASB e lodos ativados já se encontram em operação no Brasil. Para esse tipo de sistema combinado, são esperados

efluentes com DBO e SST < 30 mg.L⁻¹, para idades do lodo no sistema de lodos ativados entre 4 e 7 dias. A Figura 3.7 apresenta um fluxograma típico de um sistema reator UASB/lodos ativados.

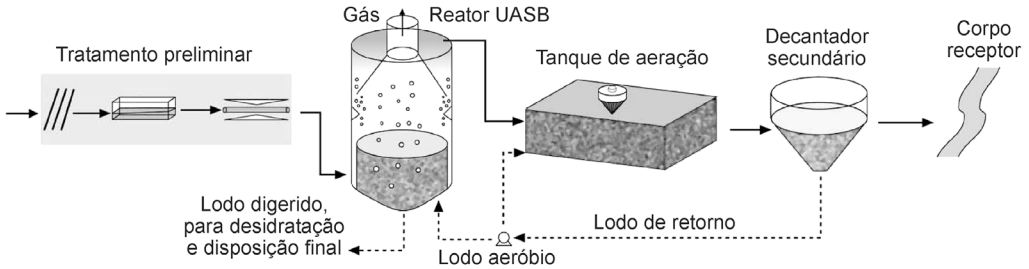


Figura 3.7 Fluxograma típico de um sistema reator UASB/lodos ativados.

Sistema reator UASB/filtro biológico percolador (FBP)

Estações de tratamento associando reatores UASB e filtros biológicos percoladores (Figura 3.8) já foram projetadas e implantadas, e algumas delas já estão operando no Brasil há mais de quatro anos. Os efluentes dessas estações usualmente apresentam DBO e SST < 30 mg.L⁻¹, para taxas de aplicação de até 1,0 kg DBO.m⁻³.d⁻¹.

A implantação de filtros biológicos percoladores é mais favorável em terrenos de topografia razoavelmente acidentada, de modo que estes possam usufruir naturalmente da carga hidráulica de que necessitam.

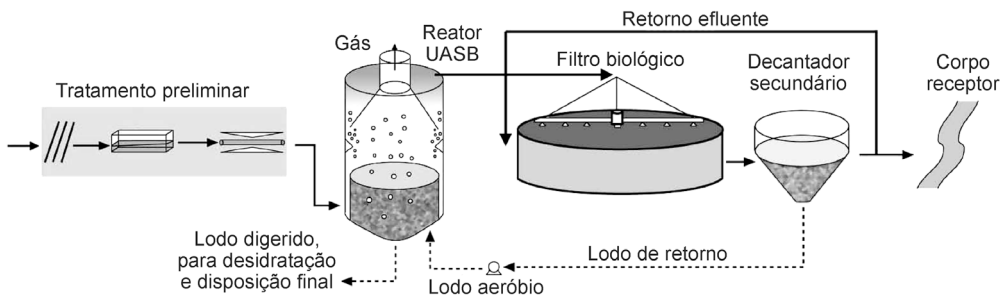


Figura 3.8 Fluxograma típico de um sistema reator UASB/filtro biológico percolador.

Sistema reator UASB/biofiltro aerado submerso (BFA)

Da mesma forma que os sistemas anteriores, também a configuração associando reatores UASB e biofiltros aerados submersos (BFA) elimina a decantação primária, substituindo-a por reatores UASB (Figura 3.9). Essa configuração introduz, ainda, outras simplificações em relação aos BFs similares europeus, a exemplo de (Gonçalves *et al.*, 1996,1997,1998, 2001, 2002):

O ar captado nas imediações dos principais pontos de emissão de compostos odorantes (caixa de areia, elevatória, leito de secagem) pode ser reintroduzido nos BFs, onde ocorre a biodesodorização, com aproximadamente 95% de remoção do H_2S .

Os BFs são interligados em sua parte superior, o que permite a utilização do efluente tratado na operação de lavagem, que é realizada em fluxo descendente sem a injeção de ar.

O lodo de excesso produzido nos biofiltros é recirculado para o reator UASB, onde ocorre a digestão e adensamento pela via anaeróbia.

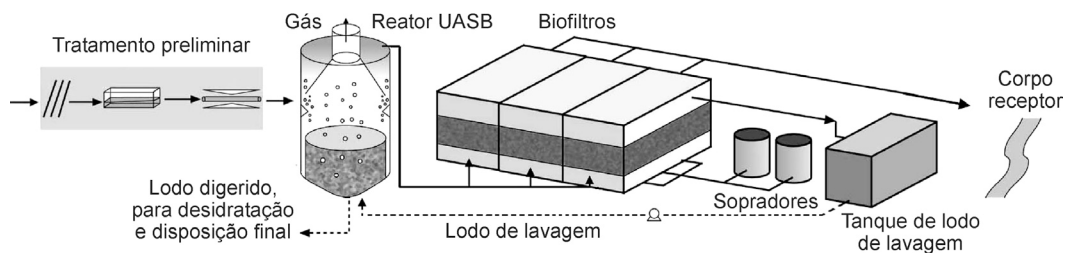


Figura 3.9 Fluxograma típico de um sistema reator UASB/biofiltro aerado submerso.

No Brasil, os BFs vêm sendo utilizados basicamente como unidade de pós-tratamento do efluente de reatores UASB, com vistas à remoção de matéria orgânica. As maiores ETEs têm capacidade para tratar uma vazão média de $30 L.s^{-1}$ de esgotos sanitários, sendo que a mais antiga, com capacidade para $10 L.s^{-1}$, encontra-se em operação desde 1999. Para esse tipo de sistema combinado, são esperados efluentes com DBO e SST $< 30 mg.L^{-1}$.

Na Tabela 3.7 são apresentadas outras características relativas ao uso de sistemas clássicos de tratamento de esgotos sanitários e de sistemas com reator UASB seguido de processo aeróbio como pós-tratamento, tendo em vista, principalmente, a remoção de matéria carbonácea, com e sem nitrificação.

Tabela 3.7 Principais características relativas ao uso de sistemas clássicos de tratamento de esgotos sanitários e de sistemas com reator UASB seguido de pós-tratamento.

Sistema	Idade do lodo θ_c (dia)	Qualidade esperada do efluente			Produção de lodo L lodo.hab ⁻¹ .d ⁻¹ (a)	Custo de implantação (R\$. hab ⁻¹)	Energia para aeração (kWh.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	Demanda de área (m ² .hab ⁻¹)
		DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)				
1	4 a 7	≤ 30	≤ 30	> 15	0,12 a 0,14	130 a 180 ^(b)	18 a 22	0,03 a 0,10
2	–	≤ 30	≤ 30	> 15	0,14 a 0,16	120 a 150 ^(b)	–	0,03 a 0,10
3	18 a 30	≤ 20	≤ 40	< 5	0,15 a 0,17	70 a 100 ^(c)	33 a 37	0,03 a 0,10
4	~ 7	≤ 20	≤ 30	< 5	0,08 a 0,11	80 a 110 ^(d)	15	0,03 a 0,10
5	–	≤ 30	≤ 30	> 20	0,10 a 0,12	60 a 90 ^(e)	–	0,03 a 0,10
6	–	≤ 30	≤ 30	> 20	0,10 a 0,12	65 a 100 ^(e)	5 a 7	0,03 a 0,10

Fonte: Adaptado de Alem Sobrinho & Jordão (2001).

(1) ETE convencional com sistema de lodos ativados.

(2) ETE convencional com filtro biológico de alta taxa.

(3) ETE com sistema de lodos ativados por aeração prolongada ($\theta_c = 18$ a 30 dias, sem decantador primário).

(4) ETE com reator UASB seguido de sistema de lodos ativados.

(5) ETE com reator UASB seguido de filtro biológico de alta taxa.

(6) ETE com reator UASB e biofiltro aerado submerso, com material de enchimento granular (sem nitrificação) e sem decantador secundário.

(a) considerando o lodo seco com 25% de teor de sólidos.

(b) faixa usual de custo para sistemas com populações acima de 200.000 habitantes.

(c) faixa usual de custo para sistemas com populações entre 50.000 e 100.000 habitantes

(d) faixa usual de custo para sistemas com populações acima de 50.000 habitantes

(e) faixa usual de custo para sistemas com populações entre 20.000 e 100.000 habitantes.

Tecnologias Pesquisadas no Âmbito do PROSAB

Tratamento de lodo de tanques sépticos

O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina desenvolveu um trabalho, apoiado pelo PROSAB, objetivando avaliar as potencialidades de aplicação da digestão anaeróbia para tratamento de lodos de tanques sépticos.

Descrição

O digestor de lodo séptico foi construído em fibra de vidro, com os suportes em chapa de aço, tendo volume total de 1000 L e volume útil de 620 L. A Figura 3.10 mostra o esquema do biodigestor, no qual é possível visualizar as entradas e saídas de lodo e gás. Já na Figura 3.11 pode-se verificar a instalação da unidade piloto.

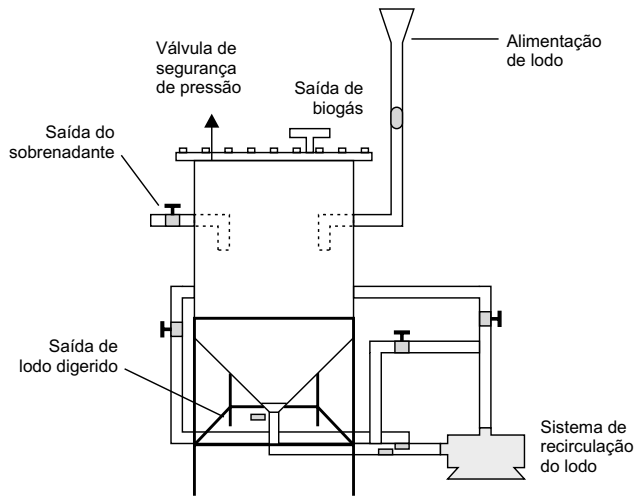


Figura 3.10 Esquema simplificado do biodigestor anaeróbio.

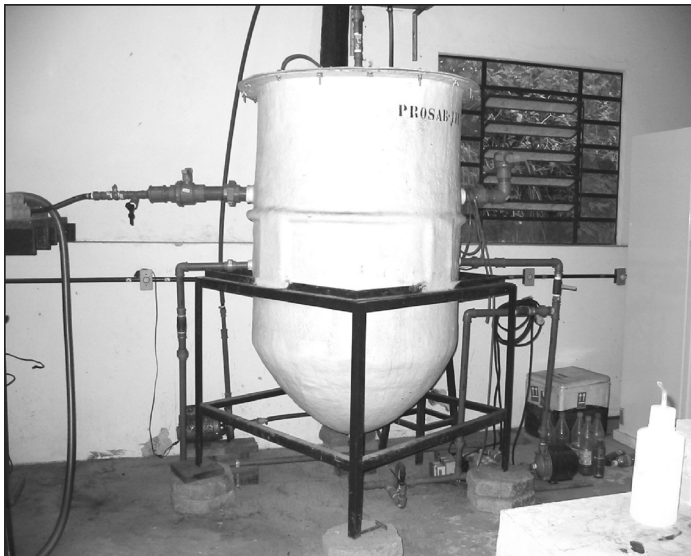


Figura 3.11 Foto da instalação piloto.

Aspectos operacionais

O digestor foi operado sob condições de temperatura ambiente, variando-se o tempo de retenção hidráulico de 45 a 35 dias.

Análises do perfil de sólidos e de avaliação da eficiência no digestor foram realizadas com o objetivo principal de determinar as condições operacionais do reator, o momento para o descarte do lodo excedente e, conseqüentemente, a manutenção das condições ideais para sedimentação dos sólidos em seu interior. Para isso foram coletadas amostras representativas ao longo da altura deste, ou seja, de 20 em 20 cm coletou-se uma amostra e fez-se a determinação dos sólidos totais e voláteis.

A retirada das amostras foi realizada com aproximadamente 180 dias de digestão, descartando-se após isto 50 litros de lodo do fundo do reator e coletando-se em seguida novas amostras para análise.

Depois de 70 dias realizou-se outra análise do perfil de sólidos, por intermédio da qual se pode efetuar um balanço de massa do digestor com a finalidade de quantificar a conversão de matéria orgânica em biogás (metano e gás carbônico) e verificar se o comportamento predominante do reator é de biodigestor ou de sedimentador. Isto foi obtido pela quantidade de sólidos no lodo alimentado, a quantidade de sólidos no sobrenadante e o que foi decantado em relação ao volume do reator em cada ponto.

Resultados obtidos

Quanto aos parâmetros analisados, pode-se constatar que o pH do efluente apresentava-se quase sempre na faixa considerada ótima para o crescimento das bactérias metanogênicas, ou seja, entre 6,5 e 7,5. No que diz respeito à remoção da matéria orgânica, o reator de lodo de tanque séptico mostrou-se capaz de remover DQO e sólidos, com uma eficiência média de 90% para DQO total e de 90% para sólidos.

A finalidade de retirar 50 litros de lodo foi atingida, pois foi possível verificar aumento na concentração de sólidos no fundo do reator, indicando, assim, melhor sedimentação desses.

O terceiro perfil, realizado 70 dias depois, foi utilizado para mostrar o comportamento do reator por meio do balanço de massa feito no mesmo.

A massa total de sólidos voláteis afluentes foi de 24,13 kg, enquanto a massa efluente foi de 1,82 kg. Então, por intermédio do perfil de sólidos, determinou-se um acúmulo de 11,0 kg de sólidos voláteis totais, resultando em remoção de 11,31 kg, o que representa, aproximadamente, 47% de eficiência de conversão de SVT em biogás.

Como a massa acumulada no digestor foi de 11,0 kg, pode-se afirmar que o processo de sedimentação resultou em eficiência de 46%. O balanço mostrou uma excelente eficiência de remoção de sólidos pelo digestor, obtendo-se 92% de eliminação de SVT. Para ST foi obtida remoção de 88% da massa total de sólidos aplicados ao digestor. Assim sendo, verificou-se que a unidade piloto comportou-se tanto como um biodigestor quanto como um sedimentador, não se observando prevalência de um sobre o outro.

Tratamento de lodo excedente de filtros percoladores em reatores UASB

Esta interessante alternativa de tratamento de esgotos tem sido desenvolvida e pesquisada pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG juntamente com o Departamento de Engenharia Ambiental da UFES. Nesse contexto, os resultados vêm confirmando a possibilidade e eficiência do tratamento combinado, em reatores UASB, de esgoto sanitário e de lodo aeróbio excedente produzido em filtros biológicos aerados de fluxo ascendente (BFA) ou percoladores (FBP). A principal característica dessas tecnologias é a possibilidade de construção de unidades compactas, englobando o reator UASB seguido dos biofiltros, com baixos custos tanto de implantação quanto de operação.

Unidade compacta de tratamento na configuração UASB + FBP

Os trabalhos de pesquisa desenvolvidos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG confirmaram a viabilidade do tratamento combinado, em reatores UASB, de esgoto sanitário e de lodo aeróbio excedente produzido em filtros biológicos percoladores (FBP). Fruto dessa pesquisa, foi desenvolvido um exemplo inovador de utilização da tecnologia de reator UASB seguido de FBP, constituído de uma unidade de tratamento compacta, composta por um reator UASB na parte interna e um FBP na parte externa (Figuras 3.12 e 3.13). Uma primeira unidade, em escala industrial (capacidade para 500 habitantes), encontra-se em operação desde julho de 2002, produzindo efluentes de excelente qualidade

Descrição

A unidade de tratamento compacta é composta por um reator UASB na parte interna e um FBP na parte externa (ver Figuras 3.12 e 3.13). A entrada do esgoto no sistema se dá pela parte inferior do reator UASB (1), seguindo um fluxo ascendente dentro do mesmo. A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação, sendo a mistura promovida pelo fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás. Um dispositivo trifásico (2) de separação de sólidos, líquidos e gases está localizado

na parte superior do reator, garantindo a separação do gás contido na mistura líquida e propiciando a manutenção de condições ótimas de sedimentação no compartimento de decantação (3). No decantador, o lodo mais pesado é removido da massa líquida, retornando ao compartimento de digestão, enquanto as partículas mais leves são perdidas do sistema juntamente com o efluente. O efluente deixa o reator por meio canaletas (4) localizadas na parte superior do decantador.

O efluente do reator UASB é distribuído, uniformemente, na parte superior do FBP (5), sendo que o fluxo de esgotos passa a ter trajetória descendente. O FBP é dividido em dois compartimentos, um de reação (6), na parte superior, onde se encontra o meio suporte, e um de decantação (7), na parte inferior, onde a biomassa e os sólidos que se desgarram do meio suporte ficam retidos. O compartimento de reação (6) consiste em um tanque preenchido com material de alta permeabilidade (brita, escória de alto forno ou material sintético), sobre o qual os esgotos são aplicados.

Após a aplicação, os esgotos percolam em direção ao fundo, através do meio suporte, permitindo o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento, na forma de uma película fixa denominada biofilme. A matéria orgânica contida nos esgotos é adsorvida pela película microbiana, ficando retida tempo suficiente para sua estabilização. O fundo do compartimento de reação é vazado, de maneira a permitir a passagem do líquido e reter a camada suporte, além de possibilitar a ventilação do filtro, necessária para manter as condições aeróbias e o efetivo tratamento dos despejos pela via aeróbia.

Após passar pelo meio suporte e ser drenado no fundo do FBP, o líquido é encaminhado a um decantador lamelar (7), localizado na parte inferior do filtro. Esta configuração de decantador permite que sejam aplicadas maiores taxas hidráulicas superficiais, diminuindo a distância vertical que as partículas devem percorrer na sedimentação e, conseqüentemente, o tamanho do decantador. Os sólidos desgarrados do biofilme, ou não retidos no meio suporte pelos mecanismos de filtração e adsorção, sedimentam no fundo do decantador, sendo removidos do efluente final, que é finalmente coletado pela parte superior do decantador (8). O lodo sedimentado no fundo do decantador é descartado para um pequeno tanque de acumulação (9) e bombeado de volta ao reator UASB por meio de uma pequena bomba (10), possibilitando a adoção de um sistema único de digestão do lodo aeróbio e anaeróbio, mais econômico e compacto.

Um corte esquemático e uma vista frontal do sistema de tratamento são apresentados nas Figuras 3.12 e 3.13. As principais características encontram-se na Tabela 3.8.

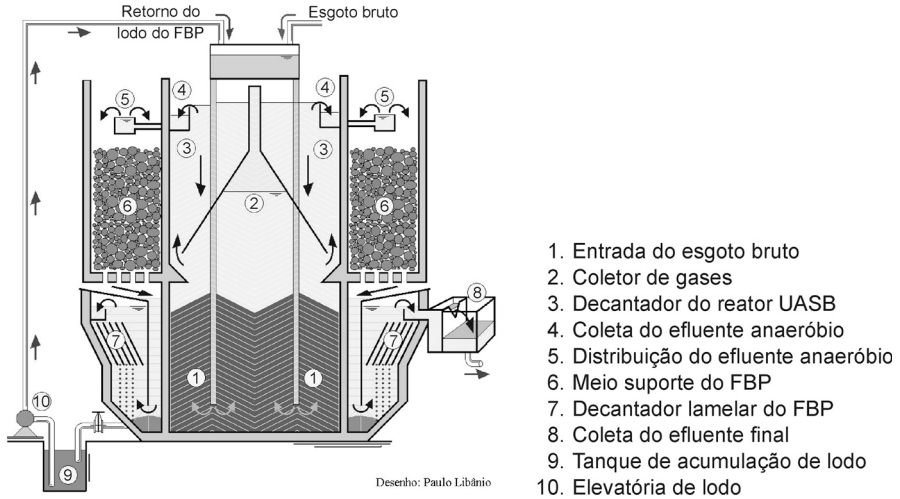


Figura 3.12 Corte esquemático do sistema compacto reator UASB/FBP.

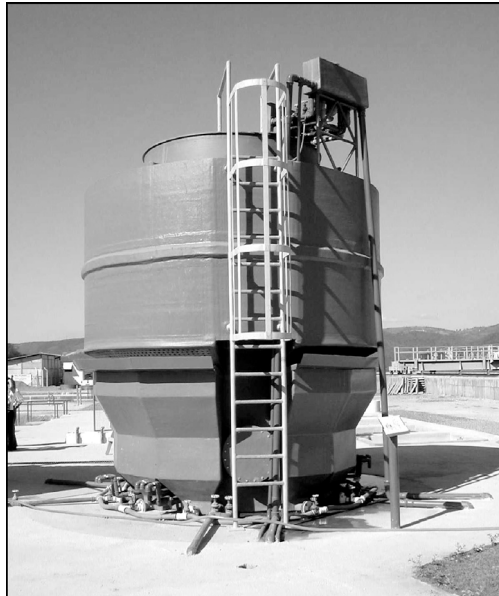


Figura 3.13 Vista frontal do sistema compacto reator UASB/FBP.

Tabela 3.8 Características do sistema compacto de tratamento.

Característica	Reator UASB	Filtro biológico percolador	
		Compartimento de reação	Compartimento de decantação
Material	Fibra de vidro	Fibra de vidro	Fibra de vidro
Altura útil (m)	4,50	1,90	1,55
Volume útil (m ³)	22,1	9,7	4,2
Área superficial (m ²)	4,91	5,10	4,25

Aspectos operacionais

A pesquisa foi dividida em duas fases. Na primeira, o sistema funcionou sem o retorno do lodo de descarte do FBP, enquanto na segunda a recirculação de lodo para o reator UASB foi feita a partir de uma pequena elevatória de retorno de lodo, operada de forma intermitente ao longo do dia. Um sistema automatizado (liga/desliga) controlava o acionamento da bomba, de forma a possibilitar um tempo de operação de 15 minutos, a cada uma hora, com uma vazão de 2,22 L.min⁻¹, durante 5 dias da semana. Essa vazão de recirculação equivalia a 1,16% da vazão diária de esgoto bruto introduzida no reator UASB, ou, ainda, a 0,8% da vazão total afluente ao sistema.

Durante o monitoramento do sistema, foram realizadas análises do esgoto bruto, do efluente do reator UASB e do efluente final do decantador secundário, além de completa caracterização da biomassa contida no reator UASB.

As principais condições operacionais, para uma vazão média afluente ao sistema igual a 2,88 m³.h⁻¹ são apresentadas na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 Principais condições operacionais do sistema compacto reator UASB/FBP.

Reator UASB	FBP
Tempo de detenção hidráulica: 7,7 h Velocidade ascensional: 0,59 m.h ⁻¹	Taxa de aplicação superficial: 13,6 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹ Taxa de aplicação superficial (decantador): 16,45 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹ Tempo de detenção hidráulica (decantador): 1,46 h.

Resultados obtidos

Os resultados obtidos (Tabela 3.10) indicaram excelente desempenho do sistema de tratamento durante as duas fases da pesquisa, apesar de o reator UASB ter funcionado, durante a fase 2, também para adensamento e digestão anaeróbia do lodo de descarte do FBP. Nessa última fase, o sistema foi capaz de produzir um efluente final com as seguintes concentrações médias, em termos de DQO, DBO e SST: 88 mg

DQO.L⁻¹, 32 mg DBO.L⁻¹, 18 mg SST.L⁻¹. Também as eficiências médias de remoção podem ser consideradas excelentes, 79% para DQO e 88% para DBO.

Tabela 3.10 Valores médios do monitoramento do sistema UASB + BFP.

Fase	Parâmetro	Concentrações (mg.L ⁻¹)					Eficiência de remoção (%)		
		Lodo do FBP	Esgoto bruto	Afluente UASB + lodo	Efluente UASB	Efluen e FBP	Reator UASB	FBP	Sistema UASB/FPB
1	pH	-	6,83	-	6,61	7,49	-	-	-
	Temp (°C)	-	22,8	-	22,2	21,91	-	-	-
	DQO	-	457	-	204	117	55	43	74
	DBO	-	385	-	98	45	75	54	88
	SST	-	258	-	81	40	-	-	-
2	pH	-	6,48	-	6,38	7,23	-	-	-
	Temp (°C)	-	24,4	-	23,8	23,6	-	-	-
	DQO	6811	422	474	162	88	62	46	79
	DBO	-	261	-	87	32	66	63	88
	SST	8597	163	232	44	18	-	-	-

As características do lodo anaeróbio foram avaliadas para as duas situações de operação do reator UASB (com e sem retorno de lodo), sendo que pequenas alterações foram observadas, sem, no entanto, comprometer o funcionamento do reator (Pontes *et al.*, 2002). Quanto ao FBP, este conferiu grande estabilidade operacional ao sistema de tratamento e também promoveu melhoria da qualidade do efluente final.

Tratamento de esgotos na configuração UASB seguido de biofiltros aerados submersos (BFA)

A busca de tecnologias apropriadas para o tratamento de esgotos sanitários adaptadas às condições brasileiras, gerando, além de efluente de excelente qualidade com disposição racional dos subprodutos do tratamento (lodo, biogás e efluente), a redução do impacto visual e do consumo energético, vem sendo o principal objetivo das linhas de pesquisa que estão sendo realizadas desde 1995 na UFES.

Nesse sentido, foi projetada e construída no campus da UFES uma ETE experimental com capacidade para tratar esgoto sanitário de uma população de 1.000 EH, composta pela associação de um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) seguido de biofiltros aerados submersos (BFA), cuja principal virtude é a grande eficiência na remoção de sólidos voláteis combinada com seu baixo custo operacional. Deve-se ressaltar que essa unidade experimental está inteiramente voltada para a pesquisa e desenvolvimento de tecnologias de tratamento de esgoto.

A etapa concluída da pesquisa realizada pela UFES no âmbito do PROSAB 2 confirmou os resultados obtidos na escala reduzida, no que se refere à remoção de substrato carbonáceo do esgoto. A ETE experimental da UFES produziu efluentes com SS < 30 mg/L e DQO < 90 mg/L, mesmo operando sob altas cargas (hidráulica e orgânica), comprovando a eficiência da associação de processos na produção de efluentes consistentemente dentro dos padrões mais comuns para efluentes do tipo secundário.

Descrição

A ETE-UFES foi projetada para atender a uma população de 1.000 habitantes e é composta por uma estação elevatória (6,5 m³), um reator UASB (26,5 m³), quatro biofiltros aerados submersos (12 m³) e um leito de secagem com duas células (10 m³). O esgoto bruto é recalcado por intermédio de uma bomba submersível localizada na elevatória da Companhia Espírito Santense de Saneamento, no bairro Jardim da Penha. O esgoto armazenado na elevatória da ETE-UFES é bombeado para o reator UASB e depois segue para os biofiltros. O reator UASB tem seção quadrada de 2,3 m de lado e altura de 5 m, aonde foram acopladas 12 torneiras (6 de cada lado) para avaliação do perfil de lodo em função da altura. O biofiltro aerado submerso é dividido em quatro módulos (BF1, BF2, BF3 e BF_{terciário}), que se diferenciam pela altura, granulometria, tipo e material dos meios filtrantes (Tabela 3.11). O sistema está ilustrado na Figura 3.14.

Tabela 3.11 Descrição da granulometria dos biofiltros aerados submersos (BFA).

BF _{terciário}	Descrição do leito
BF1	80 cm de brita 0, 80 cm de brita 2 e 40 cm de brita 4, pedregulho.
BF2	140 cm de brita 0, 30 cm de brita 2 e 30 cm de brita 4, pedregulho.
BF3	80 cm de areia média, 60 cm de brita 0, 30 cm de brita 2 e 30 cm de brita 4.
BF _{terciário}	70 cm de areia média, 30 cm de areião, 10 cm de brita 0, 10 cm de brita 2 e 10 cm de brita 4.

A configuração UASB + BFA proposta amplia significativamente a importância do tratamento primário, que passa a atuar tanto no compartimento particulado quanto no compartimento solúvel do substrato carbonáceo do esgoto. Pelo menos 70% do material carbonáceo afluente ao conjunto é metabolizado anaerobicamente no UASB. Conseqüentemente, baixa produção de lodo e significativa economia de energia são vantagens da associação UASB + BF em relação à configuração original dos BFs. A potência de aeração requerida por uma associação de reatores UASB e lodos ativados corresponde a 40% daquela referente a lodos ativados convencionais.

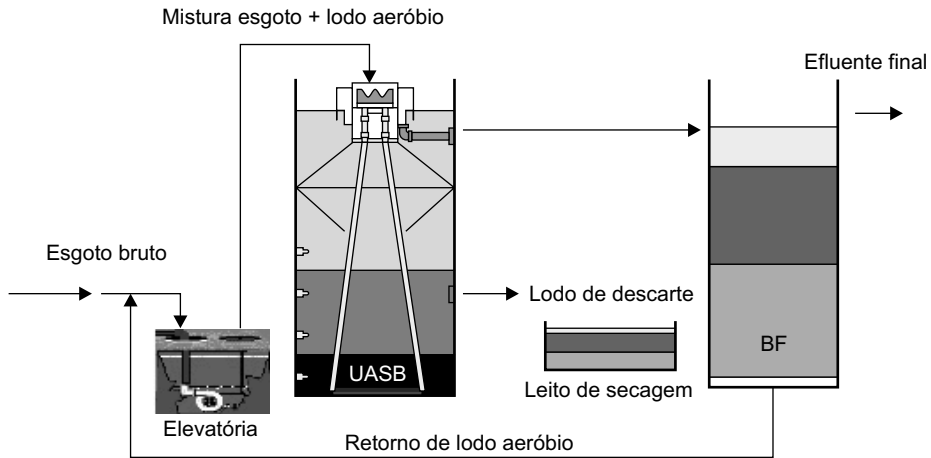


Figura 3.14 Sistema de tratamento de esgoto na configuração UASB + BFA enfatizando a sua concepção e o fluxo de tratamento.

Outro aspecto importante a ser salientado é relativo às concentrações de sólidos no lodo descartado a partir do fundo UASB (> 100 SST/L), sendo caracteristicamente muito superiores ao lodo descartado de um decantador primário. Tais concentrações eliminam a necessidade de uma unidade complementar de adensamento do lodo. Propõe-se que a digestão anaeróbia do lodo de lavagem dos BFs seja realizada diretamente nos reatores UASB, por intermédio da sua recirculação para a entrada da ETE. Espera-se, dessa maneira, reduzir as fontes de emissão de lodo a apenas uma (UASB), produzindo-se lodo altamente concentrado e mineralizado. Esta possibilidade foi originalmente proposta por Van Haandel & Lettinga (1994) e testada com sucesso por Ortega *et al.* (1996). Nenhum efeito negativo sobre o desempenho do UASB foi detectado, resultando mesmo no aumento da atividade metanogênica (de 0,27 a 0,40 g CH_4 -DQO/g SSV.d) e na velocidade de sedimentação (de 16 a 18 m/h) do lodo granular.

Aspectos operacionais

O sistema opera com uma vazão (Q) da ordem de 1,0 L/s. O reator UASB tem fluxo contínuo, recebendo esgoto por bombeamento de elevatória. Nas regiões de lodo (leito e manta) foram adaptadas quatro torneiras de alturas equidistantes (0,75 cm) para coleta de lodo. Os biofilos aerados têm regime de lavagem de acordo com a perda de carga observada, sendo geralmente de frequência semanal. O monitoramento do conjunto UASB + BF é realizado com amostragens nas fase líquida, sólida e gasosa, de modo a garantir completo controle dos parâmetros avaliados, tais como SST, SSV, DQO e DBO, especificados na Tabela 3.12.

Tabela 3.12 Parâmetros de monitoramento do sistema UASB + BFA.

Amostras	Parâmetro	Frequência	Volume de amostra
Fase líquida			
Amostras compostas coletadas no esgoto bruto, UASB e biofiltros (efluente final)	DQO, DQO _{filtrada} , DBO e SST.	2 amostras por semana	1,0 litro
Fase sólida			
Amostras de lodo coletadas em diferentes níveis do reator UASB e lodo aeróbio de lavagem dos biofiltros	Sólidos totais (ST), Sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF).	1 amostra por semana	1,0 litro
Fase gasosa			
Amostras em tempo real do volume de biogás gerado no reator UASB	Biogás	Minuto/dia	–
Vazão de entrada			
Amostras em tempo real da vazão de esgoto afluente ao sistema	Vazão de esgoto	Minuto/dia	–

Resultados obtidos

Os resultados do monitoramento indicam que o aporte de lodo aeróbio de descarte dos biofiltros para o UASB não afetou significativamente o desempenho deste reator (Tabela 3.13). As eficiências de remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica presentes nos esgotos sanitários situaram-se na faixa de/para o reator UASB e na faixa de/para o sistema como um todo. Eficiências de 62% (SST), 66% (DQO), 49% (DQO_{filtrada}) e 70% (DBO₅), com cargas médias aplicadas da ordem de 1,6 kg DQO/m³.d e 0,62 kg SS/m³.d, foram observadas com o UASB operando sob um tempo de detenção hidráulica (θ) de 8 horas. As eficiências médias do conjunto de reatores UASB + biofiltro foram de 84% (SST), 84% (DQO), 73% (DQO_{filtrada}) e 86% (DBO₅), resultando em efluente final com, em média, 23 mg/L de SST, 78 mgO₂/L de DQO, 52 mgO₂/L de DQO_{filtrada} e 26 mgO₂/L de DBO. Esses resultados são semelhantes aos relatados por Gonçalves *et al.* (1997), operando um sistema UASB + BF em escala piloto, com o reator UASB tendo por alimentação exclusivamente esgoto sanitário (sem lodo do BF).

Tabela 3.13 Desempenho do sistema UASB + BFA.

Parâmetro	Local	Média	Desv.-pad.	Máximo	Mínimo	N
SS (mg/L)	Cx. de areia	142	63	316	32	52
	UASB	54	18	93	22	65
	BFs	23	14	92	2	66
DQO (mg/L)	Cx. de areia	499	369	2200	236	58
	UASB	171	45	266	90	59
	BFs	78	36	261	14	55
DQO _{filtrada} (mg/L)	Cx. de areia	194	51	427	118	57
	UASB	99	26	199	63	58
	BFs	52	18	106	10	54
DBO (mg/L)	Cx. de areia	187	85	450	70	25

O lodo dos BFA apresenta rotineiramente concentrações de ST variando de 0,4% a 0,6% e de SV consistentemente próximas de 80%. Com sua recirculação para o reator UASB, pode-se acompanhar e analisar as concentrações de sólidos ao longo da altura do reator UASB, resultando nos dados apresentados na Figura 3.15. Na região do leito de lodo a 0,25 m (torneira 1), onde se situa a zona de mistura dos lodos anaeróbico (UASB) e aeróbico (BF), os teores de SV indicam que, embora o adensamento seja bem realizado nessa região do UASB (ST=5%), a digestão dos SV do lodo aeróbico é reduzida (SV=65%). Logo acima, na região onde se situa a manta de lodo, a 1,25 m (torneira 3), encontra-se lodo mais estabilizado, porém com reduzidas concentrações de ST.

Se comparados com resultados obtidos em pesquisas com reatores UASB tratando exclusivamente esgoto sanitário, os resultados dessa pesquisa indicam leve aumento nos teores de ST e SV no leito de lodo do reator UASB. Vários autores verificaram concentrações de SV variando de 45% a 55% (SV/ST) nessa região do reator, para tempos de detenção hidráulica entre 6 e 8 horas (Van Haandel & Lettinga, 1994; Araújo, 1997; Gonçalves *et al.*, 1999). No tocante aos teores de ST, os dados obtidos nessa pesquisa se enquadram na faixa de valores publicados pelos pesquisadores já citados.

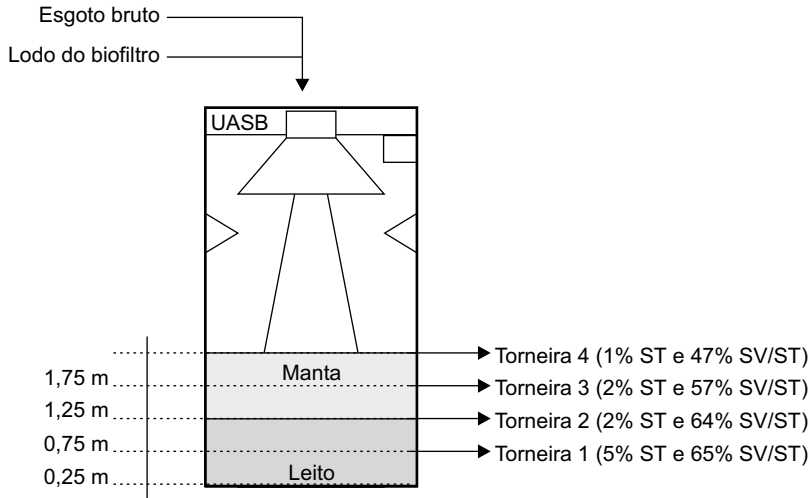


Figura 3.15 Concentrações de ST e SV ao longo da altura do reator UASB.

A produção de lodo (Kg ST/Kg DQOrem) do sistema foi avaliada mediante controle das massas descartadas para o leito de secagem em relação à DQO removida durante o intervalo entre os descartes (Tabela 3.14). A fim de melhor caracterizar a DQO removida durante o intervalo de tempo entre os descartes, foram realizadas amostras simples de monitoramento do esgoto de afluente e efluente ao reator UASB, uma vez que essa caracterização foi realizada em dias nos quais, por motivos técnicos, foi inviável a coleta de forma composta. As idades de lodo verificadas foram superiores a 60 dias, propiciando ao lodo excedente, descartado do sistema, elevado grau de estabilização.

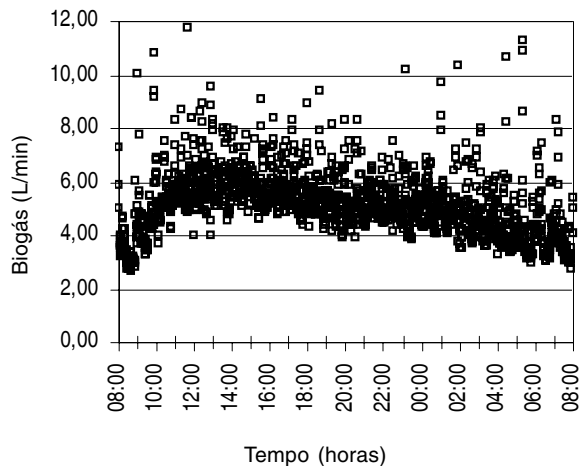
A análise do desempenho do reator UASB na digestão de lodos dos biofiltros mostrou que a concentração média de sólidos voláteis (SV) é em torno de 64%. Esse resultado indica que a simples mistura do lodo dos BFs com o lodo produzido diariamente no UASB já resulta em um lodo misto com razoável nível de estabilização comparado com o lodo produzido pelo UASB, em quantidades semelhantes ao produzido nos BFs, que apresenta caracteristicamente concentrações de SV variando entre 48% e 55% (SV/ST). Esse valor (64% SV/ST) se enquadra na faixa de concentrações de sólidos voláteis verificada experimentalmente nos testes realizados. O potencial calculado de digestão de lodo aeróbio no interior do reator UASB foi avaliado e estimado em torno de 25 %.

Tabela 3.14 Parâmetros de monitoramento dos descartes de manta de lodo no sistema UASB + BFA.

	ST (%)	% SV/ST	Y (Kg ST Kg ⁻¹ DQOrem)	Volume (m ³)
n	7	7	4	7
X _i	1,80	59,05	0,11	4,89
Sx _i	0,73	5,17	0,05	0,57
máx	2,93	66,42	0,16	5,80
mín	1,22	49,47	0,05	4,00

Produção de biogás

A produção de biogás pelo sistema UASB + BFA, monitorado por sistema automatizado de leitura, é ilustrada na Figura 3.16. Considerando-se uma produção média de 4 L/min de biogás, temos a geração real de 5760 L dia⁻¹ biogás pelo sistema, operando com retorno de lodo aeróbio para o interior do reator UASB. Esse valor representa 285 L biogás kg⁻¹ DQO afluente removida, representando, assim, cerca de 75% de conversão em biogás, calculada em função da produção teórica de 380 L kg⁻¹ DQO a 25°C.

**Figura 3.16** Monitoramento da produção de biogás (L min⁻¹) no sistema UASB + BFA, tratando esgoto doméstico de características médias, Q = 1,0 L min⁻¹ e TDH = 8 horas.

Balanco de massa do sistema UASB + BFA

O balanço de massa no sistema UASB + BFA em termos de DQO foi realizado utilizando as cargas do esgoto bruto, efluente anaeróbico e efluente dos biofiltros considerando as amostras compostas coletadas no sistema (Gonçalves *et al.*, 2002). A Figura 3.17 ilustra esse balanço em termos de DQO resultante do monitoramento em vários pontos de entrada/saída do sistema:

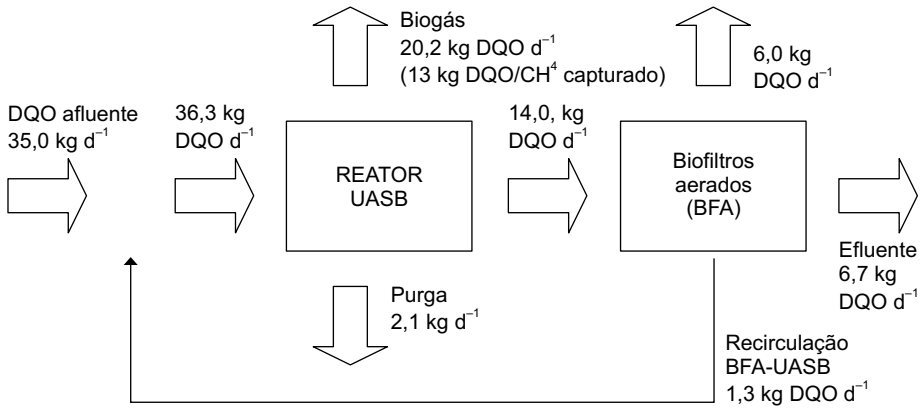


Figura 3.17 Balanço de massa (DQO) no sistema UASB seguido de biofiltros aerados submersos (BFA).

Verifica-se, assim, que a entrada de 35 kg de DQO d⁻¹ no reator UASB e a saída de 14 kg DQO d⁻¹ do efluente anaeróbico corresponde a eficiência média de remoção de DQO afluente no reator UASB de aproximadamente 60%. Note-se, ainda, a geração potencial de biogás, caracterizada pela captura de 61% do valor teórico máximo de 350 ml CH₄.g⁻¹DQO removida e conversão direta de 37% da DQO afluente em metano (CH₄). Esses dados permitem colocar o sistema de tratamento de esgoto com reator UASB seguido de biofiltros aerados submersos combinando dois fatores vantajosos caracterizados pela baixa produção de lodo e grande potencial de geração de energia na forma de biogás/metano, possibilitando sua utilização no próprio local para as mais diversas atividades.

Tratamento de lodo de esgoto em reatores anaeróbios seqüenciais

No âmbito do PROSAB, a UNICAMP (Paula Jr. *et al.*, 2002) vem desenvolvendo pesquisas sobre “Estabilização de Lodos de Esgoto Utilizando Reatores Anaeróbios Seqüenciais (RAS)”.

A constatação de que investigações no sentido de otimizar a digestão anaeróbia de lodos por intermédio do desenvolvimento tecnológico de “novas concepções de sistemas” têm sido pouco exploradas incentivou a proposição deste trabalho, que consistiu na implantação e avaliação de sistemas constituídos de reatores anaeróbios seqüenciais (RAS) para a digestão anaeróbia de lodos originários de decantadores primários e secundários de uma estação de tratamento de esgotos convencional.

Esta proposta de pesquisa foi fundamentada na possibilidade de melhoria das condições hidrodinâmicas dos sistemas, permitindo que as condições de mistura e contato substrato-biomassa fossem otimizadas em cada reator e que as reações bioquímicas envolvidas no processo anaeróbio pudessem ser favorecidas pela criação de condições ambientais distintas nos diversos reatores dos sistemas, propiciando maior estabilidade do processo e melhor desempenho dos sistemas.

O estudo comparativo da digestão anaeróbia de lodos, utilizando reatores anaeróbios seqüenciais (RAS) e digestor anaeróbio convencional de câmara única, a determinação de parâmetros de projeto e a otimização de procedimentos operacionais foram os principais objetivos do trabalho desenvolvido pela UNICAMP.

Os estudos envolveram a avaliação de três sistemas utilizados para a digestão anaeróbia de lodos de esgoto, por meio de experimento realizado em instalação piloto implantada na Estação de Tratamento de Esgotos ETE-Carioba, da cidade de Americana, SP.

Descrição

A instalação piloto de tratamento, ilustrada nas Figuras 3.18 e 3.19, era constituída por uma caixa de equalização, com volume de 2.500 L, que alimentava três sistemas de reatores anaeróbios. O primeiro sistema (A) era constituído de cinco reatores anaeróbios seqüenciais (RAS) com volumes de 1.000 L cada um, com recirculação do sobrenadante do quinto para o primeiro reator.

O segundo sistema (B) também era um sistema RAS, com configuração semelhante à do sistema A, diferenciando-se do anterior por possuir um mecanismo de mistura que era promovido por misturadores lentos instalados em cada um dos reatores. Finalmente, o terceiro sistema (C) era constituído por um reator anaeróbio de câmara única, com capacidade de 5.000 L, dotado também de um misturador mecânico para manter homogêneo seu conteúdo. Em todos os reatores dos três sistemas, o fluxo era ascendente.

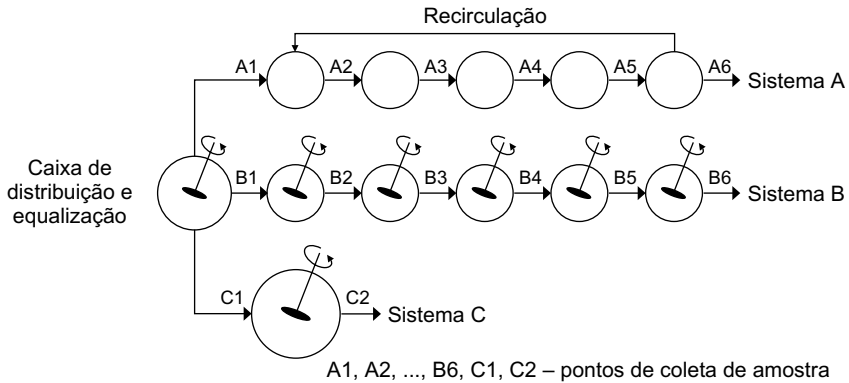


Figura 3.18 Representação esquemática da instalação piloto.



Figura 3.19 Vista geral das instalações experimentais.

Aspectos operacionais

Os sistemas foram operados por cerca de 450 dias, compreendendo etapas de partida, de transição, de adaptação e principalmente fases de estabilização com TDH de 30, 20 e 10 dias. O monitoramento dos sistemas foi realizado por intermédio das coletas de amostras e análises de laboratório realizadas semanalmente durante todo o período de operação. O controle das vazões dos sistemas A, B e C e atividades de manutenção rotineira foram realizados diariamente por um operador das instalações.

Resultados obtidos

No Quadro 3.1 é apresentado um resumo dos principais resultados obtidos nos experimentos conduzidos pela UNICAMP.

Quadro 3.1 Valores médios dos principais parâmetros avaliados, durante a operação dos sistemas A, B e C para TDH de 30, 20 e 10 dias.

TDH	Pontos de amostragem	Sólidos totais (mg/L)	Remoção de ST (%)	Sólidos variáveis (mg/L)	Remoção de SV (%)	pH	Ácidos voláteis (mg/L)	Alcalinidade total (mg/L)	Alcalinidade parcial (mg/L)
30	A1	49500	96	22280	96	7,2	310	610	422
	A6	1835		910		8,0	521	2128	1275
	B1	52710	66	23995	50	7,0	321	619	401
	B6	18165		11920		7,5	1286	1363	640
	C1	45310	32	19680	27	7,1	304	662	448
	C2	31025		14430		7,6	836	1828	1661
20	A1	39350	97	20195	98	7,0	150	553	602
	A6	1250		340		7,5	107	1106	987
	B1	39405	41	20480	35	6,9	164	549	341
	B6	23360		13250		7,8	248	1332	957
	C1	45510	33	22360	30	7,2	231	919	341
	C2	30675		15565		8,0	627	1522	808
10	A1	40355	80	23650	80	6,5	648	437	103
	A6	8215		4635		7,6	224	1663	1221
	B1	43595	28	23355	31	6,5	643	430	100
	B6	31225		16150		7,7	152	1506	1085
	C1	44080	35	24025	34	6,6	653	734	206
	C2	28698		15975		8,0	620	1383	869

No sistema A, durante os TDHs de 30 e 20 dias, a remoção de ST e SV manteve-se na faixa de 95%. Já durante o TDH de 10 dias, houve queda na eficiência de remoção, que se manteve na ordem de 80%, conforme pode ser observado no Quadro 3.1. Esse comportamento mostra que o desempenho do sistema foi comprometido com a redução do TDH para 10 dias, uma vez que houve aumento na concentração de ácidos voláteis no efluente.

Conforme pode ser observado no Quadro 3.1, o sistema B apresentou remoções de ST de 66%, 41% e 28% para os TDHs de 30, 20 e 10 dias, respectivamente, enquanto o sistema C apresentou remoções de ST de 32%, 33% e 35% para os TDHs de 30, 20 e 10 dias, respectivamente.

Pode-se verificar que, tanto no TDH de 30 como no de 20 dias, o sistema B apresentou eficiência de remoção de ST superior ao sistema C e que no TDH de 10 dias essas eficiências se aproximaram, mantendo-se em torno de 30%.

A hipótese formulada pelo projeto da UNICAMP, de que a configuração proposta para os reatores anaeróbios seqüenciais poderia aumentar a eficiência do sistema e também sua estabilidade, foi confirmada apenas em parte pela pesquisa, pois o estudo comparativo entre os sistemas B e C (sistema RAS com mistura mecânica e digestor convencional de câmara única com mistura mecânica) mostrou que, para os TDHs de 30 e 20 dias, o sistema B (RAS) apresentou eficiência de remoção de ST e SV superior ao sistema C (convencional). No entanto, em relação à estabilidade dos sistemas, verificou-se exatamente o inverso da hipótese estabelecida, pois o sistema C (convencional) apresentou grande estabilidade durante toda a operação, mesmo com as reduções dos TDHs de 30 para 20 e para 10 dias, mantendo-se sempre as remoções de ST e SV praticamente da ordem de 30% a 35% (apresentando até uma melhora do desempenho do início ao final da operação).

Por outro lado, o Sistema B (RAS com mistura) apresentou sempre reduções de eficiência acompanhando as reduções de TDH, necessitando também períodos mais longos para a adaptação do sistema à nova situação. O Sistema A (RAS com recirculação) também apresentou comportamento similar ao Sistema B, principalmente na redução do TDH de 20 dias para 10 dias, situação que provavelmente levou os Sistema de Reatores Anaeróbios Seqüenciais (RAS) A e B ao limite. Pode-se concluir desse estudo que para os TDHs mais altos (30 e 20 dias) o Sistema RAS (B) apresenta melhor desempenho que o Digestor Convencional (C), porém o Sistema RAS mostrou-se menos estável que o Digestor Convencional (C), principalmente para TDHs menores.

O Sistema A constituído de Reatores Anaeróbios Seqüenciais com recirculação (sem mistura mecânica) foi o Sistema que apresentou o melhor desempenho na remoção de ST e SV. Evidentemente que a acumulação de sólidos nos reatores precisa ser considerada e impede uma comparação conclusiva com os Sistemas B e C. No entanto a operação do Sistema A, com os cinco Reatores Anaeróbios Seqüenciais, por cerca de 450 dias, sem que houvesse necessidade de descarte, indica que esta alternativa é plenamente viável e bastante econômica, necessitando apenas de descartes periódicos de lodo (provavelmente já bastante estabilizado), após tempos relativamente longos. Esse aspecto operacional é perfeitamente possível de ser incorporado à utilização desta tecnologia.

Como, durante a operação com TDH de 10 dias, o desempenho dos sistemas RAS (A e B) diminuiu significativamente, acompanhado de queda na estabilidade, com os sistemas chegando praticamente à sua condição-limite, pode-se utilizar, como parâmetro de projeto, TDH na faixa de 20 a 30 dias, com base nos estudos realizados.

De forma geral, pode-se concluir que o desenvolvimento de tecnologia simplificada utilizando reatores anaeróbios seqüenciais (sistema RAS) para a estabilização de lodos de esgoto mostrou-se plenamente viável, podendo ser aplicada em escala real, com melhor desempenho que a tecnologia convencional de digestor de lodos de esgoto.

Exemplo de Dimensionamento

Dimensionamento de reatores anaeróbios seqüenciais (sistema RAS)

Dimensionar um sistema RAS constituído de reatores anaeróbios seqüenciais para a digestão de lodos primários e secundários gerados em uma ETE convencional (tratamento preliminar, decantador primário, filtro biológico percolador e decantador secundário).

a) Dados

População atendida: 100.000 habitantes

Vazão média afluyente (incluindo infiltração): $Q = 15.000 \text{ m}^3/\text{dia}$

Quantidade de lodo bruto (mistura do lodo primário com o secundário) produzida no sistema convencional com filtro biológico percolador:

$$Q_{\text{lodo}} = 1,50 \text{ L/hab.dia (adotado)}$$

b) Solução

Adotar parâmetros de dimensionamento.

Baseando-se nos experimentos realizados pela UNICAMP na ETE Carioba (Americana, SP) pode-se utilizar os seguintes parâmetros de dimensionamento:

Tempo de detenção hidráulica do sistema RAS: $\theta_h = 30 \text{ dias (adotado)}$

Número de unidades do sistema RAS: $n = 4 \text{ (adotado)}$

Cálculos:

Quantidade diária de lodo produzida (vazão média do lodo):

$$Q_L = 100.000 \text{ (hab.)} \times 1,50 \text{ (L/hab.dia)} \times 10^{-3} \text{ (m}^3/\text{L)} = 150,0 \text{ m}^3/\text{dia}$$

Volume de cada unidade do sistema RAS:

$$V = (Q_L \times \theta_h)/n = (150,0 \times 30)/4 = 1125,0 \text{ m}^3$$

Área de cada unidade do sistema RAS:

Adotando uma altura de $h = 3$ m temos:

$$A = 1125,0/3 = 375,0 \text{ m}^2$$

Dimensionamento da base de cada unidade do sistema RAS (adotando formato cilíndrico):

$$A = \pi D^2/4 \therefore D^2 = 4A/\pi \therefore D = 21,8 \text{ m}$$

Área total ocupada pelo sistema RAS com 4 unidades, projetado para digestões de lodos de uma ETE convencional (filtros biológicos percoladores):

Como as unidades devem ser dispostas em série, pode-se reservar uma área retangular com as seguintes dimensões:

largura = 25,0 m

comprimento = 100,0 m

$$A_{\text{total}} = 2.500 \text{ m}^2$$

Observação: As unidades que compõem o sistema RAS deverão ser providas de sistemas de distribuição (manifold) do afluente junto ao fundo das unidades e sistemas de coleta de efluentes (calhas com vertedores) e gases junto ao topo das unidades. Eventualmente, poderão, também, ser providas de sistemas de recirculação de líquidos e/ou gases para otimizar a mistura nos reatores. Tomadas intermediárias (4 tomadas localizadas a cada 0,5 m) devem ser instaladas nos reatores para acompanhar a evolução da manta de lodo e controlar descartes periódicos.

Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 7229*: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993. 15 p.
- ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: uma análise crítica. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.
- ANDREOLI, C. V. (Coord.). *Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura*. Rio de Janeiro: ABES-PROSAB, 1997. 97p.
- ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Minas Gerais: DESA-UFMG, 1999. v. 6, 483 p.

- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna, SP, 2000. 312 p.
- CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES-PROSAB, 1999. 464 p.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Minas Gerais: DESA-UFMG, 1997. 245 p.
- CREDER, H. *Instalações hidráulicas e sanitárias*. 4. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1990. 438 p.
- FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). (1999) *Manual de Saneamento*. Departamento de Saneamento, Ministério da Saúde, Brasil.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A., ARAUJO, V. Estudos sobre o pós tratamento de efluentes de reatores UASB através de biofiltros aerados submersos. IN: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – AIDIS, 25., 1996, México. *Anais...* México, 1996. p. 101-106.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. Associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos para o tratamento secundário de esgoto sanitário. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997, Ravello, Itália. *Anais...* Ravello, 1997. p. 175-183.
- GONÇALVES, R. F.; ARAUJO, V. L.; CHERNICHARO, C. A. Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment. *Water Science Technology*, v. 38, n. 8-9, p. 189-195, 1998.
- GONÇALVES, R. F.; ARAÚJO, V. L.; BOF, V. S. Balanço energético e produção de lodo em uma ETE do tipo UASB + Biofiltro Aerado Submerso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, RJ, 1999. p. 135-141.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M., ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.
- GONÇALVES, R. F.; VERONEZ, F. A.; KISLLING, C. M. S.; CASSINI, S. T. A. Using a UASB reactor for thickening and digestion of discharged sludge from submerged aerated biofilters. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 10, p. 299-304, 2002.
- IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. 2000.
- IMHOFF, K. R. Desenvolvimento das estações de tratamento de esgoto. In: *Manual de Tratamento de Águas Residuárias*. São Paulo: Edgard Blücher, 1986. cap. 2, p. 127-129.
- LUIZ, A. H. N. *Biodigestão: a alternativa energética*. São Paulo: Nobel, 1986, 1992. 93 p.

- METCALF; EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. 3. Ed., 1991. 1.334 p.
- PAULA JUNIOR, D. R.; ROSTON, D. M.; NOUR, E. A. B; MORES, L. M.; CAMARGO, S. A. R. Anaerobic digestion of sewage sludge using sequential reactors. LATINAMERICAN WORKSHOP AND SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION, 7., 2002, Merida. *Proceedings...* Merida, Mexico, 2002. v. 1, p. 621-267.
- PHILIPPI, L. S. *Etude experimentale des dispositifs d'assainissement autonome: applications em conditions réelles*. These Uni. Montpellier I. Referencia Incompleta. 1992.
- PHILIPPI, L. S. Funcionamento de fossas sépticas em condições reais: volume e acumulação de lodo. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17. *Anais...* 1993. v. 2, tomo I, p. 633- 642.
- PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; FRADE, E. C.; PORTO, M. T. R. Desempenho de um reator UASB utilizado para tratamento de esgotos e digestão de lodo aeróbio produzido em um filtro biológico percolador. In: TALLER Y SIMPOSIO LATINO AMERICANO SOBRE DIGESTIÓN ANAEROBIA, 7., 2002, Merida, Yucatán. *Anais...* Mérida, Yucatán, México, 2002.
- SOUZA, J. T.; FORESTI, E. Domestic sewage treatment in an upflow anaerobic sludge blanket- sequencing batch reactor system. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 3, p. 73-84, 1996.
- SPEECE, R. E. *Anaerobic biotechnology for industrial wastewater*. Nashville, EUA: Archae Press, 1996. 394 p.
- VON SPERLING, M. *Introdução às qualidades das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1995. 240 p.
- TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. *Biossólidos na agricultura*. São Paulo, SP, 2001. 424 p.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para países de clima quente*. 1994.
- VESILING, P. A. *Treatment and disposal of wastewater sludges*. EUA: Ann. Arbor. Science Publishers Inc., 1974. 236 p.

Capítulo 4

Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos

*Valderi Duarte Leite, Wilton Silva Lopes, Paulo Belli Filho,
Rafael de Oliveira Pinto, Armando Borges de Castilhos Jr.,
Hugo Moreira Soares e Paulo Augusto Cunha Libânio*

Introdução

Os resíduos sólidos orgânicos compreendem grande parte dos resíduos sólidos urbanos e dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, além de lodos de estações de tratamento de esgoto doméstico e alguns tipos de resíduos industriais. Na América Latina, os resíduos sólidos orgânicos presentes nos resíduos sólidos urbanos estão sendo dispostos, em sua grande maioria, em aterros sanitários e em lixões que, usualmente, não dispõem de infra-estrutura básica que atendam aos pré-requisitos mínimos da engenharia sanitária e ambiental, possibilitando que o lixiviado gerado (de elevada concentração de matéria orgânica e de determinados metais pesados) seja lançado de forma inadequada no meio ambiente. Além disso, o biogás resultante do processo de degradação anaeróbia dos resíduos orgânicos, o qual é constituído de metano, gás carbônico, gás sulfídrico e nitrogênio, é usualmente lançado diretamente na atmosfera.

Os resíduos sólidos urbanos são constituídos, em média, por 50% (porcentagem em peso) de matéria orgânica putrescível, conforme pode-se depreender dos resultados de composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de sete diferentes cidades brasileiras (Tabela 3.1).

Todavia, os dados apresentados na Tabela 3.1 servem apenas de elementos indicadores, uma vez que a caracterização de resíduos sólidos urbanos envolve uma série de fatores que podem influenciar diretamente tal caracterização. Portanto, não é tarefa fácil analisar dados pontuais, advindos da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos urbanos, principalmente quando se trata de dados de diferentes regiões do País.

Tabela 3.1 Dados da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de algumas cidades brasileiras. Adaptado de Lopes (2000) e Oliveira (2002).

Cidade/ Componente	Belo Horizonte ¹ (MG)	Campina Grande (PB)	Caxias do Sul (RS)	Porto Alegre (RS)	Ouro Preto (MG)	Vitória (ES)	Criciúma (SC)
Matéria orgânica putrescível	65,4%	56,8%	58,8%	41,9%	53,7%	53,1%	45,2%
Papel e papelão	10,2%	13,6%	17,3%	20,8%	19,3%	19,1%	21,1%
Plástico	11,6%	15,5%	6,6%	22,5%	9,2%	11,8%	17,1%
Metais	2,6%	1,5%	2,9%	4,1%	4,2%	2,7%	2,1%
Vidro	2,5%	1,1%	1,3%	2,1%	4,2%	2,7%	2,1%
Outros ²	7,7%	11,5%	13,7%	8,6%	9,4%	10,0%	11,2%

1. Dados apresentados por Mercedes (1997)

2. Materiais como couro, borracha, ossos, tecidos, madeira, cerâmica, isopor, entre outros.

Em nível nacional, são produzidas diariamente cerca de 116.490 toneladas (base úmida) de matéria orgânica putrescível advinda de resíduos sólidos urbanos. Adicionando-se a essa fração algo em torno de 30.563 toneladas (em base seca) de material sólido de lodo de esgoto sanitário, mais resíduos de agroindústria e outras fontes de resíduos, totaliza-se uma massa bastante representativa de resíduos sólidos orgânicos.

Na Tabela 3.2 são apresentados os dados da caracterização física e química da matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos de cinco diferentes cidades brasileiras.

Tabela 3.2 Dados da caracterização física e química da matéria orgânica putrescível. Adaptado de Lopes (2000) e Oliveira (2002).

Cidade/ Parâmetro	Belo Horizonte ¹ (MG)	Campina Grande (PB)	Vitória (ES)	Caxias do Sul (RS)	Porto Alegre (RS)
pH	ácido	4,9	5,4	5,5	4,5
Umidade (%)	≅ 60%	80,0	53,7	70,6	89,8
ST (%)	-	20,0	46,3	29,4	10,2
STV (%)	75% a 80%	69,0	47,2	72,4	-
COT (%)	-	38,3	26,2	40,2	43,0
NTK (%)	-	1,3	1,2	-	2,0
DQO (%)	-	26,7	-	-	-
C/N	-	29,4	21,8	-	21,5

1. Dados apresentados por Mercedes (1997).

O porcentual de umidade da matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos depende diretamente do sistema coletor primário, da estação do ano, do índice de precipitação pluviométrica local e do tipo de resíduo que está sendo gerado. No geral, os dados em nível nacional apontam para porcentual de umidade sempre superior a 50%. A matéria orgânica putrescível apresenta características ligeiramente ácidas, com valores de pH em torno de 5,0 e relação C/N variando de 20 a 30. Salienta-se que pode ser considerada desprezível a presença de metais pesados na matéria orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, pelo menos quando é adotado o sistema de coleta diferenciada.

Os lodos de esgoto sanitário apresentam porcentual de NTK sempre superior aos da matéria orgânica putrescível, podendo ser muitas vezes utilizados em tratamento conjugado, objetivando equilibrar a relação C/N e, dependendo do tipo de lodo, contribuir com a elevação do pH e da massa bacteriana.

Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos

Aspectos gerais da digestão de resíduos sólidos urbanos em aterros

Na engenharia ambiental, os fundamentos da digestão anaeróbia vêm sendo aplicados na concepção de sistemas de tratamento de águas residuárias (efluentes industriais líquidos e esgotos domésticos), aterros de resíduos sólidos e digestores (lodo de esgoto sanitário, biomassa vegetal) com ou sem aproveitamento energético do biogás.

Diferentemente da condição aeróbia de tratamento, na qual ocorre completa oxidação dos compostos orgânicos e sua conversão em água, gás carbônico e sais minerais, a decomposição anaeróbia resulta em subprodutos orgânicos, tais como metano, alcoóis, sulfetos e amônia, ainda passíveis de posterior oxidação. Na decomposição por via anaeróbia, em razão da indisponibilidade do oxigênio molecular como aceptor de elétrons, outros compostos são utilizados para tal fim, tais como nitratos, sulfatos e dióxido de carbono.

Especificamente quanto à bioestabilização dos resíduos sólidos urbanos em aterros, a mesma pode ser compreendida como a sucessão de três etapas distintas: decomposição aeróbia, fermentação e, por fim, metanogênese. Conforme descrito pelo IPT/CEMPRE (2000), a decomposição aeróbia é relativamente curta, com duração média de aproximadamente um mês, período no qual a quantidade ainda disponível de oxigênio é consumida rapidamente. Segundo Lo (1996) *apud* IPT/CEMPRE (2000), em aterros rasos, com profundidades de até 3 metros, essa fase pode se prolongar por mais tempo.

Por sua vez, a etapa seguinte de fermentação pode ser ainda subdividida em três fases: hidrólise, acidogênese e acetogênese. Nessas etapas ocorre a contínua conversão do material orgânico particulado, complexo, em compostos mais simples, solúveis, assimiláveis pelos microrganismos.

Se mantidas condições minimamente favoráveis, será desenvolvido, então, um grupo específico de microrganismos responsáveis pelo consumo dos ácidos orgânicos simples: as *arqueas metanogênicas*. Esses microrganismos, valendo-se da grande disponibilidade de substrato acidificado para seu metabolismo, produzem grandes quantidades de metano que, por ser pouco solúvel, perde-se facilmente para a fase gasosa, sendo então queimado ou, preferivelmente, tratado e/ou aproveitado na geração de energia.

Tendo em vista, principalmente, o balanço energético favorável, em razão da elevada produção de metano que pode ser alcançada, a digestão anaeróbia configura-se como alternativa bastante vantajosa para o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos. Contudo, os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda não constituem prática muito bem difundida, pela falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, pelo tempo bastante longo necessário para a bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos, quando comparados aos processos aeróbios. Para diminuir o tempo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos, a utilização de inóculos tem mostrado resultados satisfatórios, conforme tratado no Capítulo 6.

O processo de digestão anaeróbia é influenciado por diversos fatores, podendo ser destacadas a temperatura, a carga orgânica aplicada, a presença de materiais de natureza tóxica, etc. Em temperaturas elevadas, as reações biológicas ocorrem com maior velocidade, resultando possivelmente em maior eficiência do processo. No geral, o processo anaeróbio pode ser desenvolvido em temperaturas mesófilas (30 a 45°C) ou termófilas (45 a 60°C). Quanto à carga orgânica, já foram testadas diferentes cargas para diferentes tipos de reatores e substratos. Em comparação com outros tipos de tratamento, o processo anaeróbio responde muito satisfatoriamente às flutuações de carga, principalmente quando os reatores já se encontram operando em estado de equilíbrio dinâmico.

Entretanto, independentemente do tempo ou da etapa de biodigestão, surgirão, em maiores ou menores quantidades, como consequência direta das alterações físicas e bioquímicas sofridas pela massa de resíduos aterrados, resultantes das operações de aterramento e do ataque biológico, respectivamente, efluentes gasosos e líquidos.

Em aterros, como descrito anteriormente, a estabilização dos resíduos orgânicos ocorre basicamente por via anaeróbia e, assim, os subprodutos gasosos do metabolismo intracelular são majoritariamente o gás metano e o dióxido de carbono e, em menor monta, gás sulfídrico e outros, cabendo ainda ressaltar que, normalmente, os gases de aterro encontram-se saturados de vapor d'água (IPT/CEMPRE, 2000).

A proporção desses gases no biogás gerado em aterros é função das condições de biodigestão existentes, do substrato, da presença das populações de bactérias específicas, do equilíbrio entre os grupos de microrganismos, da pressão parcial do gás dissolvido na fase líquida e de outras variáveis ao longo do tempo, com a sucessão de fases mais ou menos definidas. Enquanto, por um lado, a produção de biogás é desejável do ponto de vista de seu aproveitamento como matriz energética, por outro, diversos riscos estão associados à migração do biogás em aterros, sendo que nem mesmo sua progressiva diluição diminui seu perigo potencial, haja vista que a mistura do gás metano com o ar é inflamável ainda que em baixas proporções (5% a 15%) (Gandolla, 2000).

Devem ser citados, ainda, os problemas relativos à emanção de maus odores, notadamente pela presença de gás sulfídrico, assim como os prejuízos ambientais ocasionados pela emissão de gases responsáveis pelo efeito estufa, tais como metano e dióxido de carbono.

Todavia, é a geração de líquidos lixiviados a principal preocupação no que tange à degradação ambiental dos sítios localizados próximos ao local de disposição final dos resíduos sólidos. Em função da significativa variabilidade de suas características, dependente de inúmeros fatores, quase sempre de difícil determinação, além da imprevisibilidade das vazões aplicadas e da elevada carga poluente, o tratamento desses efluentes tem se mostrado um grande desafio (Libânio, 2000).

Nesse caso em particular, a implementação de um plano de monitoramento amplo e consistente, com proposição de tarefas viáveis e aproveitamento satisfatório das informações geradas, torna-se ainda mais relevante, viabilizando controle eficiente e de rápida resposta às eventuais falhas dos mecanismos ou “barreiras” de contenção de poluentes: camadas de solo pouco permeáveis na base e superfície dos aterros, geossintéticos, unidades de tratamento e outras.

Por meio do monitoramento ambiental, é possível avaliar o desempenho desses sistemas de contenção, bem como a eficácia das medidas mitigadoras propostas para minimização de outros possíveis impactos inerentes à operação de aterros (emissão de partículas e poeiras, ruídos, odores). Ademais, o monitoramento ambiental pode fornecer importantes informações acerca da evolução temporal das condições de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos aterrados, possibilitando a identificação e correção de situações anômalas de temperatura, umidade, pressão, acidez e outros.

Por sua vez, o monitoramento geotécnico de aterros sanitários busca inferir, por meio das observações dos deslocamentos horizontais e verticais sofridos pela massa de resíduos aterrados, a magnitude das deformações e esforços atuantes, o que torna possível a identificação de situações potenciais de risco de ruptura, usualmente relativas à estabilidade dos taludes de contenção, as quais implicariam a perda da integridade física de elementos estruturais e equipamentos estabelecidos no local.

As exigências legais e as preconizações normativas relativas aos sistemas de monitoramento e controle de líquidos e gases em aterros diferem significativamente entre os diversos países. Tal assertiva é facilmente percebida a partir da análise comparativa entre o disposto nas normas técnicas brasileiras NBR 8419 (ABNT, 1992) e NBR 13896 (ABNT, 1997) e no ato regulamentador da legislação norte-americana RCRA 40 CFR Part 258, Subpart D (U.S. EPA, 1976).

Tipos de reatores aplicados à digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos

Segundo Lay *et al.* (1998), a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, especialmente da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, é de grande importância no manejo de resíduos sólidos. Diversos tipos de reatores têm sido desenvolvidos para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, incluindo os reatores de fluxo contínuo e em batelada, mas ainda assim não é grande o número de opções de reatores biológicos (Vazoller, 1999). Dentre os principais tipos de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de resíduos sólidos orgânicos destacam-se os descritos nos itens seguintes.

Sistemas de um estágio

Os sistemas de um estágio são aqueles em que as etapas acidogênicas e metanogênicas da digestão anaeróbia ocorrem em um único reator. Aproximadamente 90% dos digestores anaeróbios existentes na Europa funcionam em um estágio, podendo ser de digestão úmida ou de digestão seca (De Baere, 1999). A preferência por esse sistema de tratamento, principalmente entre as indústrias, está no fato de seu projeto ser simples, sofrer menos falhas técnicas e exigir baixo investimento (Vandevivere *et al.*, 2002).

Para que ocorra a digestão úmida em um estágio, é necessário que os resíduos sólidos orgânicos assumam a consistência de biossólidos, ou seja, possuam menos de 15% de sólidos totais. Assim, precisa-se realizar um pré-tratamento, por meio de peneiras, misturadores, polpadores, flotadores, etc. (Farneti *et al.*, 1999). A desvantagem do pré-tratamento está na perda de 15% a 25% de sólidos voláteis e, conseqüentemente, na queda da produção de biogás (Farneti *et al.*, 1999). Também há o risco de estratificação do resíduo, mesmo com a existência de dispositivos de mistura no biodigestor, tornando-se necessária a retirada periódica da espuma e da fração pesada do interior do reator (Vandevivere *et al.*, 2002).

A digestão seca em um estágio baseia-se no tratamento do resíduo em seu estado original, ou seja, sem ter sido diluído com água. A digestão ocorre com um conteúdo de sólidos totais entre 20% e 40% e apenas para valores maiores que 50% de sólidos totais é que a diluição com água se torna necessária (Oleszkiewicz & Poggi-Varaldo,

1997). Ao contrário do tratamento úmido, o único pré-tratamento necessário é praticamente o da remoção de impurezas e materiais inertes, como, por exemplo, pedras e vidros (Vandevivere *et al.*, 2002).

Um exemplo de digestão seca em escala industrial é o sistema DRANCO, desenvolvido na Bélgica. Nesse sistema, a mistura ocorre via recirculação dos resíduos já digeridos no reator, promovendo o contato com os resíduos frescos (uma parte do resíduo fresco para seis partes de resíduo digerido). Esse simples sistema de tratamento tem sido efetivo para uma concentração de sólidos totais que varia de 20% a 50%. De Baere (1999) relata que o sistema DRANCO operado a uma temperatura de 52°C, carga orgânica volumétrica de 15 kg SV.m⁻³.dia⁻¹ e com um teor de sólidos de 35%, obteve durante os meses de verão redução de 65% nos sólidos voláteis, para um tempo de retenção de 14 dias. A carga orgânica volumétrica com a qual normalmente se trabalha no sistema DRANCO (cerca de 12 kg SV.m⁻³.dia⁻¹) chega a ser duas vezes maior do que aquelas alcançadas no sistema úmido.

Sistemas de dois estágios

O sistema de dois estágios é composto por dois reatores: no primeiro predomina a ação dos microrganismos hidrolíticos e formadores de ácidos e no segundo ocorre a ação dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos. Com as principais etapas da digestão anaeróbia acontecendo em reatores distintos, é possível aumentar a velocidade de metanogênese por meio da implementação de mecanismos de retenção de biomassa no segundo reator, ou outros meios (Weiland, 1992; Kübler & Wild, 1992).

Entre as vantagens dos reatores de dois estágios encontram-se seu bom desempenho diante das flutuações de carga orgânica volumétrica (em razão da heterogeneidade dos resíduos), alimentação descontínua ou, ainda, excesso de substâncias inibidoras nos resíduos, como, por exemplo, o nitrogênio. Cohen *et al.* (1980) observaram que os ácidos voláteis acumulados no reator metanogênico, em razão de um choque de carga, foram rapidamente consumidos após ter sido interrompida sua alimentação.

O uso do sistema de dois estágios é ideal para a degradação de substratos complexos, como a celulose e a lignina, que em muitos casos são fatores limitantes da degradação anaeróbia. Gijzen *et al.* (1988) constataram a degradação de celulose em um sistema de duas fases ao utilizar microrganismo do rúmen no reator acidogênico, obtendo excelentes resultados no reator metanogênico.

Sistemas em batelada

Nos sistemas em batelada, os digestores são preenchidos em sua totalidade, e de uma única vez, com os resíduos frescos, podendo ser adicionado ou não um inóculo, permitindo passar por todas as etapas da degradação anaeróbia em modo seco, isto é,

com um teor em sólidos totais entre 30% e 40%. Ao término do período de tratamento, os resíduos, já estabilizados, são removidos e inicia-se um novo ciclo, com a introdução de nova batelada de resíduos.

Embora os sistemas em batelada possam parecer ser nada mais do que um “aterro sanitário compactado em um tanque”, na verdade, são capazes de conseguir produção de biogás de 50 a 100 vezes maior do que a observada em um aterro sanitário. Isto se deve a dois fatores básicos. O primeiro é que o percolado gerado no processo é constantemente recirculado, permitindo, desse modo, a dispersão de inóculo, nutrientes e ácidos, o que equivale a uma mistura parcial. O segundo fator é que os sistemas em batelada ocorrem em temperaturas mais elevadas do que o normalmente observado nos aterros (Vandevivere *et al.*, 2002). As características dos sistemas em batelada, tais como simplicidade de projeto e controle de processo, além de baixos custos de investimento, torna-os particularmente atraentes para os países em desenvolvimento (Ouedraogo, 1999).

A principal marca do sistema em batelada é a clara separação entre a primeira fase, em que a acidificação prossegue de forma muito mais rápida do que a metanogênese, e a segunda fase, em que os ácidos são transformados em biogás. Três tipos básicos de sistema em batelada podem ser descritos.

O primeiro é um sistema em batelada de um único estágio, em que o percolado é recirculado para o topo do reator onde ele foi produzido. Este é o princípio do processo Biocel, que está implantado em escala industrial em Lelystad, Holanda, tratando 35.000 ton/ano de biorresíduos (Brummeler, 1999). O resíduo é carregado com uma escavadeira em 14 reatores de concreto, cada um com capacidade efetiva de 480 m³ e sendo operado em paralelo. O percolado, coletado em câmaras sob os reatores, é espalhado por cima da superfície dos resíduos fermentados. Um problema técnico deste e de outros sistemas em batelada é a compactação dos resíduos no fundo perfurado onde se coleta o percolado. Essa compactação resulta no impedimento da recirculação do percolado, problema amenizado por intermédio da limitação da espessura dos resíduos fermentáveis em 4 metros, a fim de minimizar a compactação, e também pela mistura dos resíduos frescos com material volumoso ou de recheio. Por exemplo, uma tonelada de resíduos digeridos e desaguados e 0,1 tonelada de cavacos de madeira são adicionadas aos resíduos frescos (tem Brummeler, 1992). A adição do resíduo digerido desaguado, além de atuar como material de recheio, também tem a finalidade de agir como inóculo e diluir os resíduos frescos. Medidas de segurança precisam ser bem observadas durante a abertura e o esvaziamento dos reatores em decorrência de riscos de explosão.

Outro modelo de batelada é o dos reatores em seqüência. Nesse modelo, o percolado do reator preenchido com resíduos frescos e, portanto, contendo elevados níveis de ácidos orgânicos é recirculado para outro reator mais maduro onde a etapa metanogênica já está acontecendo. O percolado de um reator ainda mais antigo, livre

de ácidos e pH com tampão bicarbonato, é bombeado para o reator mais novo. Essa configuração também permite as inoculações cruzadas entre o reator novo e o maduro, eliminando, assim, a necessidade de misturar o resíduo fresco com um inóculo (Vandevivere *et al.*, 2002).

Finalmente, há o esquema híbrido de um reator em batelada com um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (reator UASB). Neste caso, o reator UASB trata tão-somente o percolado que é reconduzido ao reator em batelada principal, onde ocorre o tratamento dos resíduos sólidos (Anderson & Saw, 1992).

Quanto ao desempenho dos reatores anteriormente apresentados, a unidade Biocel, implantada em Lelystad, alcança rendimento de 70 kg de biogás por tonelada de biorresíduo. Isto é, cerca de 40% menor do que o rendimento obtido em um sistema de um estágio em alimentação contínua tratando o mesmo tipo de resíduo (De Baere, 1999). Esse baixo rendimento é resultado da formação de caminhos preferenciais no interior do reator, por onde flui o percolado, ou seja, gera-se falha de uniformidade no espalhamento desse percolado. Mesmo assim, a carga orgânica aplicada ao processo Biocel não chega a ser tão inferior em relação àquelas aplicadas nos sistemas contínuos, tanto quanto poderia ser esperado de modelo simples. A carga orgânica aplicada no Biocel era de 3,6 kg SV.m⁻³.dia⁻¹ para temperaturas de 37°C, com picos de 5,1 kg SV.m⁻³.dia⁻¹ nos meses de verão (ten Brummeler, 1999).

Já no modelo dos reatores em seqüência, a conversão dos ácidos ocorrendo em um reator mais antigo resulta em rápida depleção dos ácidos produzidos e, portanto, tem-se um processo mais seguro e com menos variação na composição do biogás (O'Keefe *et al.*, 1992; Silvey *et al.*, 1999). Para carga orgânica volumétrica de 3,2 kg SV.m⁻³.dia⁻¹, os rendimentos de biogás variaram de 80% a 90% do rendimento máximo que pode ser obtido em reatores piloto a 55°C (O'Keefe *et al.*, 1992; Silvey *et al.*, 1999), o que é consideravelmente maior do que o rendimento relatado na unidade Biocel.

Co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos

Várias características dificultam a digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos, como, por exemplo, a presença de compostos poliméricos de difícil degradação, como a celulose e a lignina. A co-digestão dos resíduos sólidos orgânicos com outros tipos de resíduos pode otimizar o processo de tratamento. O uso de co-substrato melhora, em muitos casos, a produção de biogás em razão, entre outros fatores, do efeito sinérgico estabelecido no meio de digestão e da melhoria no balanço de nutrientes. Às vezes, o uso de co-substrato pode também ajudar a estabelecer o conteúdo de umidade requerida para o processo de digestão (Mata-Alvarez *et al.*, 2000). Um exemplo de co-digestão é a adição de lodo de esgoto aos resíduos sólidos orgânicos. Essa mistura tende a acelerar o processo de digestão pelo fornecimento de nitrogênio e de inóculo.

Diversos estudos foram realizados com resíduo sólido orgânico a ser tratado e misturado com lodo de esgoto sanitário, tendo por objetivo a melhoria no processo de bioestabilização, com diminuição no tempo necessário para o tratamento (Baere *et al.*, 1984; Brummeler *et al.*, 1986; Di Palma *et al.*, 1999; Edelmann *et al.*, 1999). Os estudos referentes à proporção de lodo e lixo orgânico mostraram que percentuais entre 5% e 20% de lodo, em relação ao lixo orgânico, resultaram em fatores de 40% a 50% de conversão de matéria orgânica em gás, o que é bastante relevante quando se verifica que uma das intenções ao adicionar lodo de esgoto, como no caso de aterros, é o de incrementar a produção de biogás e diminuir o tempo para o início de sua produção (Craveiro, 1982). No processo de digestão seca denominado Biocel (conforme descrito anteriormente neste capítulo), é feita uma mistura da fração orgânica de lixo urbano (moído em partículas menores que 12 mm) com lodo de esgoto, em uma concentração de 35% de sólidos totais, que é digerida em um reator em batelada, levando 4 meses para a estabilização do material. Demirekler & Anderson (1998) recomendam uma relação entre lodo primário e resíduo sólido orgânico municipal de 80:20 em sólidos totais.

Muitas pesquisas feitas sobre a co-digestão ainda estão em escala piloto, como, por exemplo, a desenvolvida por Misi & Forster (2001) utilizando reatores em batelada de 1 L operados na temperatura de 35°C. Nestes reatores eram tratadas misturas de dejetos de gado com diversos tipos de resíduos sólidos orgânicos. Os resultados indicaram que uma mistura de 30% de dejetos de gado, 30% de esterco de aves e 40% de melado possuía efeito sinérgico, o que serviu para demonstrar a importância do estudo da proporção adequada de resíduos a serem degradados.

Aplicação do processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos

O processo de bioestabilização anaeróbia pode ser utilizado para tratar resíduos sólidos orgânicos produzidos em feiras livres, em centrais de abastecimento, em agroindústria e em grande parte dos resíduos domiciliares, que no caso do Brasil é um dos maiores responsáveis pela matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos: lodo de esgoto sanitário.

Diante da falta de disponibilidade de dados oficiais, pelo menos até o momento não é possível avaliar com certo grau de precisão a quantidade de resíduos sólidos orgânicos produzidos em nível nacional. Tomando-se como exemplo a fração de resíduos sólidos orgânicos originada nos centros urbanos, que atualmente se situa em torno de 116.490 toneladas por dia (IBGE, 2000), e adicionando-se a essa fração os diversos tipos de lodos sanitários e outros tipos de resíduos, com certeza se disporá de bastante material orgânico com potencial real de ser aproveitado integralmente em processo de bioestabilização, seja pela via aeróbia, seja pela via anaeróbia.

No processo de bioestabilização aeróbia, no caso da utilização de usina de compostagem, é viável trabalhar com substrato contendo dois ou mais tipos de resíduos sólidos orgânicos, haja vista a necessidade de equilibrar a acidez ou a alcalinidade, os elementos nutrientes e demais outros parâmetros de interesse do processo. Nesses casos, faz-se necessário o controle do tamanho das partículas do substrato e do teor de umidade. Como os resíduos sólidos orgânicos em geral apresentam porcentual de umidade superior a 60%, o substrato quase sempre vai ter de passar por um processo de perda de umidade, que em muitas regiões do País poderá ser realizada naturalmente em um período muito curto de tempo, haja vista a disponibilidade de energia solar.

Quando for priorizado o processo de bioestabilização anaeróbia, dois parâmetros principais devem ser avaliados: o porcentual de umidade e o tipo de resíduo destinado à preparação do substrato. Levando-se em consideração a realidade nacional, em que mais de 50% dos resíduos sólidos urbanos coletados sofrem destinação final irregular (em vazadouros, lixões, etc.) e que esses resíduos urbanos contêm em sua composição física mais de 50%, (porcentagem em peso) de matéria orgânica putrescível, o recomendável é priorizar em primeira mão o tratamento desse material, tendo em vista os seguintes aspectos principais:

Esses resíduos constituem uma das maiores frações de resíduos sólidos orgânicos produzidas em nível nacional

O tratamento desses resíduos contribui diretamente para a otimização do tempo de vida útil dos aterros sanitários, uma vez que deixarão de ser aterrados, e também para a racionalização dos custos de coleta e transporte dos resíduos sólidos urbanos.

A racionalização do sistema de coleta, por sua vez, pode possibilitar o aproveitamento de outros tipos de resíduos, de maneira sanitariamente mais segura e humanitariamente mais justa.

Em decorrência, pode contribuir para a redução da poluição do solo, da água e do ar, fornecendo subprodutos com possibilidade real de aproveitamento no setor agrícola, industrial e residencial.

Um dos pontos fundamentais no que diz respeito ao tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos é o porcentual de umidade a ser adotado para o substrato e, conseqüentemente, a configuração do reator. No que concerne ao processo de bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, foram estudadas, no âmbito do PROSAB, Edital 3, Tema 4, duas alternativas tecnológicas em função do teor de umidade do substrato, conforme tratado no item a seguir.

Tecnologias Pesquisadas no Âmbito do PROSAB

Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos

Descrição

O processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos foi realizado em reator anaeróbio de batelada, com substrato contendo em média 20% (porcentagem em peso) de sólidos totais. O substrato foi preparado com resíduos sólidos vegetais coletados em feiras livres e centrais de abastecimento, acrescido de lodo de esgoto sanitário.

A Figura 3.1 apresenta os aspectos gerais dos resíduos sólidos orgânicos e do lodo de esgoto sanitário utilizado para preparação do substrato. Na Tabela 3.3 são apresentados os dados da caracterização química dos resíduos sólidos vegetais e do lodo de esgoto sanitário utilizado para preparação do substrato.

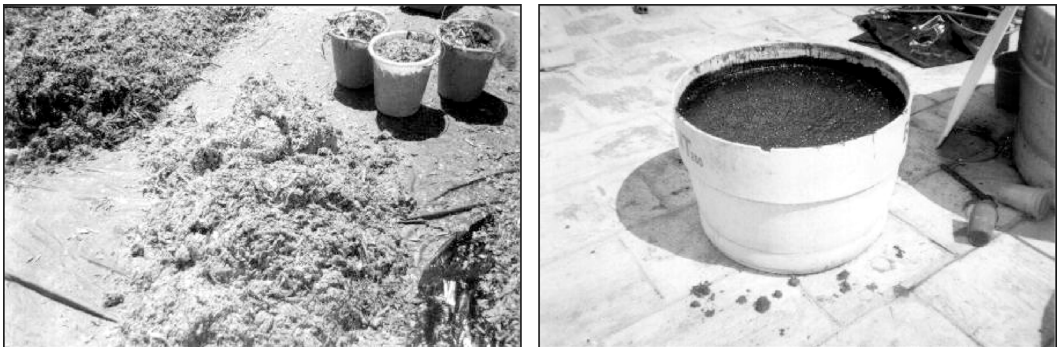


Figura 3.1 Aspectos gerais dos resíduos sólidos orgânicos e do lodo de esgoto sanitário.

Os resíduos sólidos vegetais utilizados apresentaram características ligeiramente ácidas, com valor médio de pH de 4,6 e teor de umidade de 77%. O percentual de STV nos resíduos sólidos vegetais foi de 83,6% e de NTK, de 2,8%, valor este acima dos normalmente encontrados em resíduos sólidos urbanos. O lodo de esgoto sanitário foi coletado de um conjunto de lagoas de estabilização em série (lagoas anaeróbias e lagoas facultativas), razão pela qual o lodo coletado apresentou na época certo grau de mineralização, com STV de apenas 46,5%.

O sistema experimental para realização do trabalho era constituído de um reator anaeróbio de batelada construído de fibra de vidro, equipado com dispositivos para coleta e recirculação de lixiviado, coleta e medição do biogás, além de ajustes dos parâmetros freqüentemente monitorados.

Na Figura 3.2 apresenta-se o protótipo do reator anaeróbico de batelada utilizado para tratar os resíduos sólidos orgânicos, do reator UASB utilizado para tratar o lixiviado advindo do reator anaeróbico de batelada e demais dispositivos complementares.

Tabela 3.3 Parâmetros químicos dos resíduos vegetais e do lodo de esgoto sanitário utilizados na preparação do substrato

Parâmetro	Resíduos sólidos vegetais	Lodo de esgoto sanitário
pH	4,6	7,5
Teor de umidade (%)	77,1	80,0
Sólidos totais (%)	22,9	20,0
Sólidos totais voláteis (%)	83,6	46,5
DQO (%)	43,2	29,8
COT (%)	46,2	25,8
NTK (%)	2,8	1,3
Fósforo total (%)	0,40	-
Relação C/N	16,0	19,8

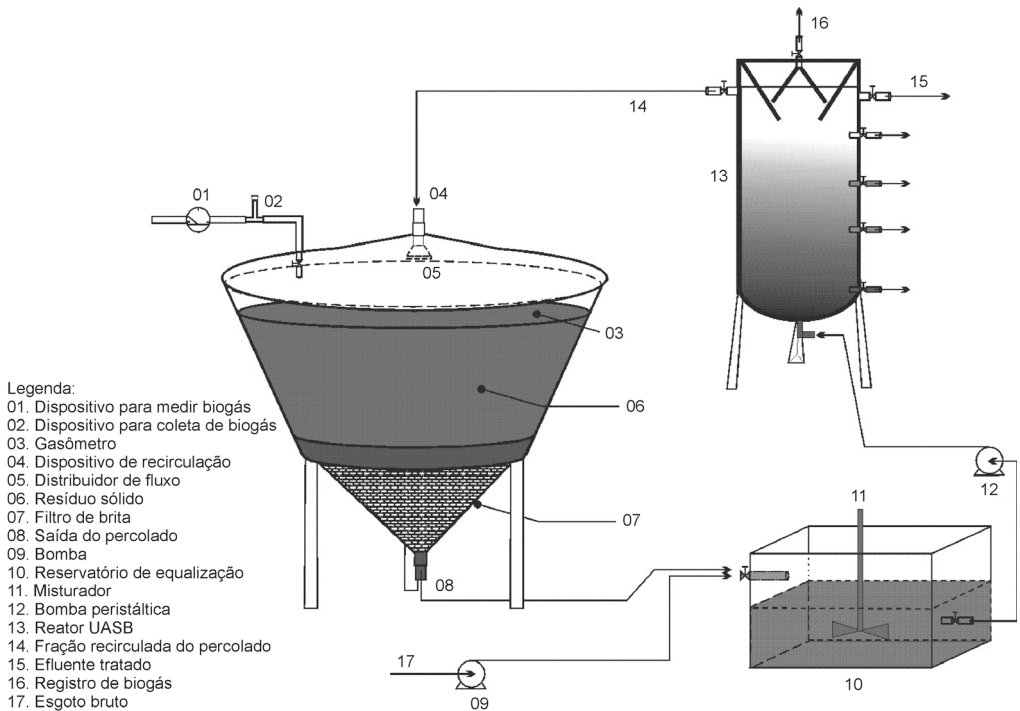


Figura 3.2 Protótipo do sistema experimental.

Aspectos operacionais

Na Tabela 3.4 são apresentados os principais parâmetros operacionais aplicados ao reator anaeróbio de batelada, que poderão, com as precauções devidas, ser utilizados para aplicação em outras escalas.

Tabela 3.4 Parâmetros operacionais do reator em batelada.

Parâmetro	Valor
Volume do reator (L)	2200
Massa de resíduos sólidos vegetais – RSV (kg)	1057,6
Massa de lodo de esgoto sanitário – LES (kg)	264,4
Teor de umidade (%)	80
Tempo de operação (dias)	270
Proporção RSV/LES (%)	80/20
Massa de DQO (kg)	114,3
Massa total (kg)	1322,0

Resultados obtidos

Na Tabela 3.5 são apresentados os resultados da caracterização química do substrato (resíduos sólidos vegetais mais lodo de esgoto sanitário) utilizado para alimentação do reator.

Na Tabela 3.6. são apresentados os principais dados dos líquidos lixiviados advindos da monitoração do reator anaeróbio de batelada, operado com carga orgânica de 950 kg RSO.m⁻³ de reator.

O monitoramento da fase gasosa indicou taxa média de produção de biogás igual a 0,13 m³ CH₄.kg⁻¹ DQO_{aplicada}.

O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos desponta como promissora alternativa tecnológica, haja vista proporcionar o aproveitamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, de resíduos sólidos gerados em agroindústria, de grande parte dos resíduos sólidos rurais, de determinados tipos de resíduos sólidos industriais e de lodos de esgotos sanitários.

Tabela 3.5 Resultados médios da caracterização química do substrato.

Parâmetro	Resíduos sólidos vegetais
pH	7,1
Teor de umidade (%)	76,4
Sólidos totais (%)	23,6
Sólidos totais voláteis (%)	69,7
Sólidos totais fixos (%)	30,3
DQO (%)	40,6
COT (%)	38,7
NTK (%)	2,3
Fósforo total (%)	0,4
Relação COT/NTK	16,8

Tabela 3.6 Resultados médios dos parâmetros químicos de caracterização do lixiviado.

Parâmetro	Resíduos sólidos vegetais
pH	7,4
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	6.279,1
Ácidos graxos voláteis (mg.L ⁻¹)	1.065,9
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	4.090,1
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	856,8
DQO (mg.L ⁻¹)	5.332,3
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	1.941,4

Estimativa de custo

O preço de construção e instalação do reator anaeróbico foi estimado em torno de R\$ 400,00 por m³ de reator, não estando incluído nesse valor os dispositivos utilizados para quantificação do biogás produzido e da recirculação do lixiviado. Há possibilidade real de redução de custos desse reator, haja vista que o reator utilizado nos experimentos foi confeccionado em fibra de vidro e assentado em base metálica, o que proporcionou acréscimo no custo do reator. Em escala real, o reator poderá ser construído em alvenaria e assentado no próprio solo, levando-se em consideração apenas alguns ajustes de preservação da vida útil do reator, de segurança em geral de todo o sistema experimental e do pessoal técnico envolvido com o processo de monitoração.

Para instalação e monitoração de um sistema de tratamento de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos, se faz necessário, basicamente: reator anaeróbio de batelada; caixa de alimentação do reator; caixa para homogeneização do substrato; medidor de biogás; bomba dosadora; triturador de resíduos sólidos orgânicos; e demais dispositivos complementares.

Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos

O processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos é realizado com substrato contendo em média cerca de 5% (porcentagem em peso) de sólidos totais. Os problemas de ordem técnica associados a este tipo de tratamento estão relacionados aos seguintes fatores principais:

- ao estudo das configurações de reatores que possam viabilizar boa eficiência de transformação do material carbonáceo em um período relativamente curto de tempo;
- ao tipo de substrato que melhor apresente condições de redução no tamanho das partículas;
- ao líquido de diluição do substrato, que além de contribuir com o acréscimo da densidade bacteriana possa também fornecer material carbonáceo e outros tipos de nutrientes;
- ao ajuste de determinadas técnicas de monitoração rotineira do reator.

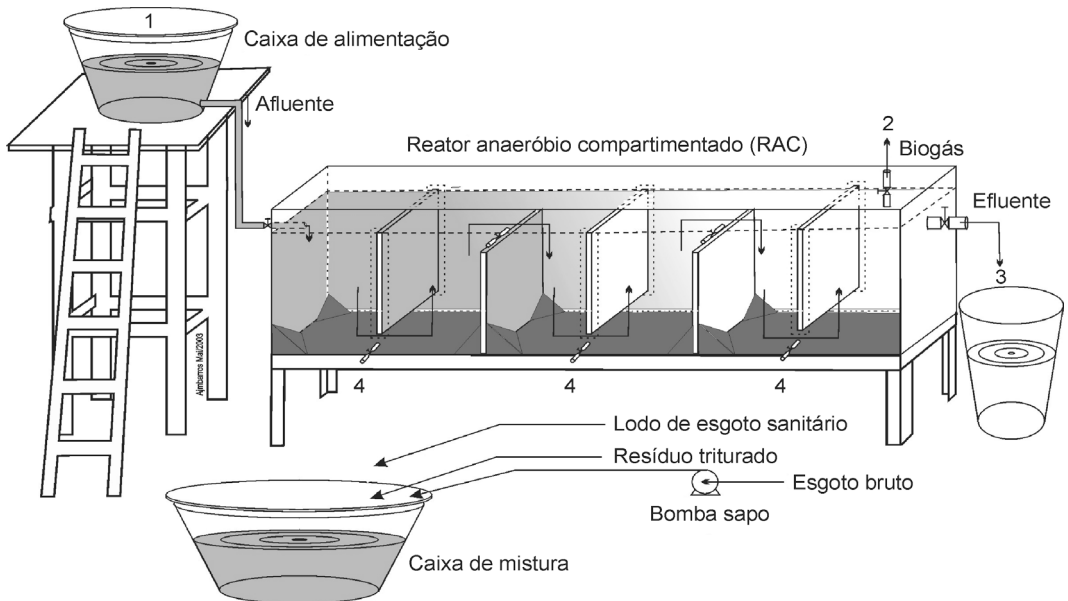
No geral, o processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos possibilita o aproveitamento diário dos resíduos sólidos orgânicos, sem muitas vezes ser necessário dispositivo intermediário para armazenamento de resíduo, o que já contribui para redução dos custos operacionais do sistema. Na contextualização do aparato experimental, mesmo trabalhando-se em escala de demonstração, se faz necessária a manutenção periódica de trituradores de resíduos orgânicos e dispositivos de adição de substrato, que são as duas peças fundamentais para instalação e manutenção em funcionamento de um sistema dessa natureza.

Para tratar resíduos sólidos orgânicos com concentração de sólidos totais variando de 4% a 8% (porcentagem em peso), se faz necessário o desenvolvimento de um tipo de reator que possibilite o maior contato da massa de resíduos com a massa bacteriana, proporcionando transformação em média de 70% dos sólidos totais voláteis afluentes ao reator em um período de tempo variando de 60 a 80 dias. O reator deverá ser constituído por câmaras de iguais dimensões e configuração, sendo que cada câmara será responsável em parte por uma fase do processo de bioestabilização do resíduo. Ainda no reator, deverá ser instalado dispositivo para descarte de lodo, principalmente

o lodo com características reais de bioestabilização, além de dispositivos para escoamento contínuo do biogás produzido.

Descrição

No caso específico dos dados apresentados neste trabalho, o sistema experimental era constituído por dispositivo para preparação dos resíduos sólidos orgânicos, de uma caixa de alimentação e de um reator anaeróbio compartimentado. O reator anaeróbio compartimentado foi construído em fibra de vidro e assentado em base metálica. O reator possuía configuração geométrica retangular e era dividido internamente em três câmaras de iguais dimensões. Em cada câmara, foi colocado um ponto de amostragem na base inferior e superior da lateral do reator, objetivando realizar o acompanhamento do perfil de distribuição do material sólido ao longo do sentido longitudinal do reator. Do volume total do reator (2.200 litros), uma fração em torno de 300 litros foi destinada para armazenamento do biogás produzido. Na Figura 3.3 apresenta-se o esquema geral do reator anaeróbio compartimentado.



Legenda:

Ponto 1: dispositivo para alimentação do reator

Ponto 2: dispositivo para coleta de biogás

Ponto 3: dispositivo para coleta do material efluente do reator

Ponto 4: dispositivos para coleta do material efluente das câmaras do reator

Figura 3.3 Esquema geral do reator anaeróbio compartimentado.

Aspectos operacionais

Os resíduos sólidos orgânicos utilizados para alimentação do reator eram constituídos de resíduos sólidos vegetais e de lodo de esgoto sanitário, na proporção de 80% e 20%, respectivamente. A mistura desses dois tipos de resíduos originava o substrato, o qual após a correção da umidade para 95% (porcentagem em peso) era alimentado ao reator.

A monitoração do sistema experimental consistia na coleta dos resíduos sólidos orgânicos, na preparação do substrato e alimentação do reator diariamente, além do acompanhamento sistemático do perfil da distribuição de resíduos nas câmaras internas do reator.

Um dos parâmetros que está sendo investigado com bastante empenho no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos é o percentual de umidade. O ajuste do percentual ótimo de umidade para o desempenho do processo contribuirá tecnicamente para alcançar maior índice de transformação de matéria orgânica e redução nos custos de implantação do sistema operacional, equilibrando favoravelmente a relação custo/benefício do tratamento, razão pela qual se realizou este trabalho com substrato contendo 5% de umidade.

Na Tabela 3.7 são apresentados os principais parâmetros operacionais aplicados ao reator anaeróbio compartimentado.

Tabela 3.7 Parâmetros operacionais do reator compartimentado.

Parâmetro	Valor
Volume do reator (L)	2200
Massa de resíduos sólidos vegetais – RSV (kg)	1.480,0
Massa de lodo de esgoto sanitário – LES (kg)	370,0
Teor de umidade (%)	95
Proporção RSV/LES (%)	80/20
Massa de DQO (kg)	35,6
Massa de STV (kg)	70,3
Tempo de retenção de sólidos (dias)	80,0

No processo de carregamento do reator foi aplicada uma massa de resíduos sólidos tipicamente vegetais de 1.480 kg, mais uma massa de lodo de esgoto sanitário de 370 kg, totalizando uma massa final de 1.850 kg. Da massa total de substrato,

apenas 92,5 kg correspondiam à massa de sólidos totais, uma vez que o percentual de umidade era de 95%. Da massa de material sólido em base seca, 70,3 kg era de massa de sólidos totais voláteis e 35,6 kg, de massa de DQO.

Objetivando favorecer a criação de massa bacteriana no interior das câmaras do reator, foi adotado um tempo de retenção de sólidos de 80 dias. Após esse período foi aplicada ao reator uma carga orgânica de 10,5 kg RSO.m⁻³.dia⁻¹. Com essa carga orgânica o reator foi monitorado por um período de 90 dias.

Resultados obtidos

Na Tabela 3.8 são apresentados os resultados médios dos principais parâmetros químicos do material afluente e efluente do reator anaeróbio compartimentado tratando RSO com baixa concentração de sólidos.

Tabela 3.8 Resultados médios dos parâmetros químicos de caracterização do lixiviado.

Parâmetro	Afluente	Efluente
pH	5,55	8,05
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	3.088,5	4.748,6
Ácidos graxos voláteis (mg.L ⁻¹)	4.206,6	1.604,1
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	40.203,4	5.823,4
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	27.356,8	1.774,3
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	12.846,2	4.049,1
DQO (mg.L ⁻¹)	18.920,1	2.080,6
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	185,8	17,9
NTK (mg.L ⁻¹)	1.660,5	746,9
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	155,9	637,1

O processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos produziu um volume médio de gás metano de 127,6 L.d⁻¹, equivalente a uma taxa média de 0,35 m³CH₄.kg⁻¹DQO_{aplicada}.

Exemplo de Dimensionamento

Considerando-se o sistema de alta carga descrito anteriormente, pode-se dimensionar um sistema de tratamento de resíduos sólidos orgânicos (RSO) para uma população de 10 mil habitantes, levando-se em consideração os seguintes dados:

Produção per capita de RSO: 500 g.hab⁻¹.d⁻¹

Teor de umidade dos RSO: 80%

Porcentagem de sólidos totais (ST): 20%

Peso específico do resíduo (P_{esp}) = 950 kgf.m⁻³

Tempo de retenção de sólidos (TRS): 200 dias

Tipo de reator: batelada

Parâmetro de dimensionamento: DQO

Determinação da massa de RSO produzida

Neste caso específico, consideraram-se os resíduos sólidos orgânicos produzidos em áreas urbanas.

$$M_{\text{RSO-bu}} = PP_{\text{RSO-bu}} \times P = 0,5 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{d}^{-1} \times 10.000 \text{ hab} = 5.000 \text{ kg.d}^{-1}$$

na qual:

$M_{\text{RSO-bu}}$ = massa diária de resíduos sólidos orgânicos, em base úmida (kg.d⁻¹)

$PP_{\text{RSO-bu}}$ = produção per capita diária de resíduos sólidos orgânicos, em base úmida (kg.hab⁻¹.d⁻¹)

P = população (hab)

Determinação da massa de DQO dos RSO produzidos

$$M_{\text{RSO-bs}} = M_{\text{RSO-bu}} \times ST = 5.000 \text{ kg.d}^{-1} \times 0,20 = 1.000 \text{ kg.d}^{-1}$$

na qual:

$M_{\text{RSO-bs}}$ = massa diária de resíduos sólidos orgânicos, em base seca (kg.d⁻¹)

$M_{\text{RSO-bu}}$ = massa diária de resíduos sólidos orgânicos, em base úmida (kg.d⁻¹)

ST = concentração de sólidos totais na massa de resíduos sólidos orgânicos (%)

$$M_{\text{DQO-bs}} = M_{\text{RSO-bs}} \times \text{DQO} = 1.000 \text{ kg.dia}^{-1} \times 0,30 = 300 \text{ kg.dia}^{-1}$$

na qual:

$M_{\text{DQO-bs}}$ = massa diária de DQO dos resíduos sólidos orgânicos, em base seca (kg.d⁻¹)

$M_{\text{RSO-bs}}$ = massa diária de resíduos sólidos orgânicos, em base seca (kg.d⁻¹)

DQO = DQO dos resíduos sólidos orgânicos, em base seca (usualmente 30%)

Determinação do volume total necessário

Para tratamento de RSO com 20%, em média, de sólidos totais, pode-se adotar carga orgânica de até 77 kg de DQO por metro cúbico de reator.

$$V_T = (M_{DQO-bs} \times TRS) \times C_v = (300 \text{ kg.d}^{-1} \times 200 \text{ d})/70 \text{ kg.m}^{-3} = 857,14 \text{ m}^3$$

na qual:

V_T = volume do reator (m^3)

M_{DQO-bs} = massa diária de DQO dos resíduos sólidos orgânicos, em base seca (kg.d^{-1})

TRS = tempo de retenção dos sólidos (200 d)

C_v = carga orgânica volumétrica (adota igual a 70 kg.m^{-3})

- Para um TRS de 200 dias, o volume diário requerido é de $4,2 \text{ m}^3$ de reator por dia
- Adotando-se uma bateria de 8 reatores, o volume de cada reator será de $107,14 \text{ m}^3$.

Determinação do tempo de carregamento de cada reator

$$T_{CR} = V_R/V_{RD} = 107,1 \text{ m}^3/4,2 \text{ m}^3.\text{d}^{-1} = 25,5 \text{ d}$$

na qual:

T_{CR} = tempo de carregamento de cada reator (dia)

V_R = volume de cada reator (m^3)

V_{RD} = volume requerido diariamente (m^3)

Dimensionamento do leito filtrante e do gasômetro do reator

No caso em estudo, está sendo considerado o volume do leito filtrante como sendo o volume correspondente a 4,5% do volume total do reator:

$$V_{LF} = V_T \times 4,5\% = 107,14 \text{ m}^3 \times 4,5\%/100\% = 4,8 \text{ m}^3$$

na qual:

V_{LF} = volume do leito filtrante (m^3)

Para o volume do gasômetro esta sendo considerado 5,5% do volume total do reator.

$$V_G = V_T \times 5,5\% = 107,14 \text{ m}^3 \times 5,5\%/100\% = 5,9 \text{ m}^3$$

na qual:

V_G = volume do gasômetro (m^3)

Lixiviado

Para lixiviado advindo do processo de bioestabilização dos RSO, que inicialmente apresenta característica ácida (pH em torno de 4,0) e elevadas concentrações de DQO (até 80 g.L⁻¹) e de nitrogênio amoniacal (até 1.000 mg.L⁻¹), o tratamento biológico mais recomendado é em reator UASB com carga orgânica aplicada de 4 kg DQO.m⁻³.dia⁻¹, sendo o lixiviado diluído com esgoto sanitário. Parte do efluente do reator UASB, volume equivalente ao lixiviado produzido, deverá ser recirculado na massa de RSO do reator anaeróbio de batelada.

Potencial energético

No caso em estudo, o potencial energético está sendo expresso em termos de volume de gás metano em função da massa de DQO produzida, levando-se em consideração a equação estequiométrica: $\text{CH}_4 + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$

- Quantificação da massa de metano:

$$M_{\text{CH}_4} = M_{\text{DQO}} \times E_T \times F_c = 300 \text{ kg DQO.d}^{-1} \times 0,8 \times 0,25 = 60 \text{ kg CH}_4.\text{d}^{-1}$$

- Quantificação do volume de gás metano produzido:

$$V_{\text{CH}_4} = M_{\text{CH}_4} / M.E_{\text{CH}_4} = 60 \text{ kg CH}_4.\text{d}^{-1} / 0,66 \text{ kg CH}_4.\text{m}^{-3} = 91,0 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$$

na qual:

M_{CH_4} = massa de gás metano (kg)

ME = massa específica do gás metano (kg.m⁻³)

M_{DQO} = massa de DQO (kg)

E_T = eficiência de transformação de massa de DQO (%)

F_c = fator de conversão de massa de DQO em massa de gás metano

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004*: resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 1987. 63 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 8419*: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992. 7 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13896*: aterros de resíduos não perigosos. Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997. 12 p.

ANDERSON, G. K.; SAW, C. B. Leach-bed two-phase anaerobic digestion of municipal solid waste. In: SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 1992, Venice. *Proceedings...* Venice, 1992. p. 171-179.

- APHA; AWWA; WPCF. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 18. ed. Washington, 1995. p. 1134.
- BAERE, L.; MEENEN, P. V.; DEBOOSERE, S.; VERSTRAETE, W. *Anaerobic fermentation of refuse, resources and conservation*. 1984. v. 14, p. 295-308.
- BARLAZ, M. A; HAM, R. K. Mass balance analysis of anaerobically decomposed refuse. *Journal of Environmental Engineering*, London, v. 115, p. 1088-1101, 1989.
- BELLI F. P.; SOARES, H. M.; PINTO, R. O. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrada com lodo de tanque séptico associado ao tratamento de lixiviado em reator UASB. In: CONGRESSO INTERAMERICANOS DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. *Anais...* Cancun, 2002.
- BRUMMELER, E.; KOSTER, I. W.; ZEEVALKINK, J. A. Biogas production from the organic fraction of municipal solid waste by anaerobic digestion. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM – MER3 – MATERIALS AND ENERGY FROM REFUSE, 3., 1986, Belgica.
- CAPELA, I. F.; AZEITEIRO, C.; ARROJA, L.; DUARTE, A. C. Effects of pre-treatment (composting) on the anaerobic digestion of primary sludges from a bleached kraft pulp mill. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 2., 1999, Barcelona. *Proceedings...* Barcelona, 1999.
- CETESB. *Resíduos sólidos industriais*. 2. ed. 1992. p. 234.
- CHRIST, O.; WILDERER, P. A.; ANGERHÖFER, R.; FAULSTICH, M. Mathematical modeling of the hydrolysis of anaerobic processes. *Water Science Technology*, v. 41, n. 3, p. 61-65, 2000.
- COHEN A.; BREURE, A. M.; VAN ANDEL, J. G.; VAN DEURSEN, A. Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose – Maximum COD-turnover rate during continuous operation. *Wat. Res.*, p. 14, 1980.
- CRAVEIRO, A. M. *Influência da proporção de lixo e lodo de esgoto no processo de digestão anaeróbia desses resíduos*. 1982. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da USP, São Paulo.
- DE BAERE, L. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 2., 1999, Barcelona. *Proceedings...* Barcelona, 1999.
- DEMIREKLER, E.; ANDERSON, G. K. Effect of sewage-sludge addition on the start-up of the anaerobic-digestion of OFMSW. *Environ. Technol.*, v. 19, n. 8, p. 837-843, 1998.
- FARNETI, A.; COZZOLINO, C.; BOLZONELLA, D.; INNOCENTI, L.; CECCHI, C. Semi-dry anaerobic digestion of OFMSW: the new full-scale plant of Verona (Italy). In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 2., 1999, Barcelona, *Proceedings...* Barcelona, 1999. v. 2, p. 330-333.
- IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, PNSB*. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 2000.

- GANDOLLA, M. Segurança e controle da migração subterrânea do biogás de aterros sanitários. SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *Anais...* Porto Seguro, 2000.
- GIJZEN, H. J.; ZWART, K. B.; VERHABEN, F. J. M.; VOGELS, G. D. High rate two-phase process for the anaerobic degradation of cellulose, employing rumen microorganism for an efficient acidogenesis. *Biotech and Bioeng.*, p. 31, 1988.
- IBGE. *Pesquisa nacional de saneamento básico 2000*. Disponível em: <<http://www1.ibge.gov.br>>. Acesso em: 12 set. 2002.
- IPT/CEMPRE. Lixo municipal. In: *Manual de Gerenciamento Integrado*. 2. ed. São Paulo, 2000. 370 p.
- KÜBLER, H.; WILD, M. The BTA-process high rate biomethanisation of biogenous solid wastes. In: INT. SYMP. ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 1992, Venice, *Proceedings...* Venice, 1992. p. 535-538.
- LIBÂNIO, P. A. C. *Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume*. 2002. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Belo Horizonte.
- LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T. Dynamics of methanogenic activities in a landfill bioreactortreating the organic fraction of municipal solid wastes. *Wat. Sci. Tech.*, v. 38, n. 2, p. 177-184, 1998/2001.
- MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Biores. Technol.*, v. 74, p. 3-16, 2000.
- MERCEDES, S. S. P. Perfil de geração de resíduos sólidos domiciliares no município de Belo Horizonte no ano de 1995. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu, 1997. p. 1863-1872.
- MISI, S. N.; FORSTER, C. F. Batch co-digestion of multi-component agro-wastes. *Biores. Technol.*, v. 80, p. 19-28, 2001.
- O'KEEFE, D. M.; CHYNOWETH, D. P.; BARKDOLL, A. W.; NORDSTEDT, R. A.; OWENS, J. M.; SIFONTES, J. Sequential batch anaerobic composting. In: INT. SYMP. ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 1992, Venice. *Proceedings...* Venice, April 14-17, 1992, p. 117-125, 1992. *Int. Assoc. on Wat. Poll. Res. and Control*.
- OUEDRAOGO, A. Pilot scale two-phase anaerobic digestion of the biodegradable organic fraction of Bamako district municipal solid waste. In: SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 1999, Barcelona. *Proceedings...* Barcelona, June 15-18, 1999, v. 2, p. 73-76, 1999. *Int. Assoc. Wat. Qual*.
- PAVAN, P.; BATTISTONI, P.; CECCHI, F.; MATA-ALVAREZ, J. Two-phase anaerobic digestion of source-sorted OFMSW: performance and kinetic study. In: SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, 1999, Barcelona. *Proceedings...* Barcelona, June 15-18, 1999, v. 1, p. 91-98, 1999. *Int. Assoc. Wat. Qual*.

- PAVLOSTATHIS, S. G. Preliminary conversion mechanisms in anaerobic digestion of biological sludges. *Journal of the Environmental Engineering*, London, v. 114, n. 3, p. 125, June of 1998.
- U.S. EPA. *Resource Conservation and Recovery Act, 40 CFR Part 258*. Criteria for Municipal Solid Waste Landfills, Subpart D – Design Criteria, 1976.
- VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of anaerobic digesters for solid wastes. In: MATA-ALVAREZ, J. (Ed.). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing, 2002. 336 p.
- VAN HAANDEL, A., LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande, 1994. 208 p.
- VAZOLLER, R. F. *Microbiologia e saneamento ambiental*. Disponível em: <<http://www.bdt.org.br/~marinez/padct.bio/cap9/3/rosana.html>>. Acesso em: ago. 1999.
- VIÑAS, M. Critérios de diseño y escalado de reactores anaerobios. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideo. *Proceedings...* Montevideo: Graphis Ltda. Juan C. Gomez, 1994. p. 111-123.

Capítulo 5

Secagem e Higienização de Lodos com Aproveitamento do Biogás

Cleverson V. Andreoli, Andréia C. Ferreira, Carlos A. Chernicharo e Eduardo Sales Machado Borges

Introdução

O gerenciamento do lodo de esgoto proveniente de estações de tratamento é atividade de grande complexidade e alto custo que, se mal executada, pode comprometer os benefícios ambientais e sanitários esperados desses sistemas. As exigências crescentes da sociedade e das agências ambientais por melhores padrões de qualidade ambiental têm se refletido nos gestores públicos e privados dos serviços de saneamento. Em razão dos baixos índices de tratamento de esgotos ainda verificados no País, há perspectiva de aumento significativo no número de estações de tratamento de esgotos e, em decorrência, da produção de lodo. Os órgãos ambientais de alguns Estados passaram a exigir a definição técnica da disposição final do lodo nos processos de licenciamento. Esses aspectos demonstram que a gestão de biossólidos é um problema crescente em nosso País, com tendência de um rápido agravamento nos próximos anos.

Porém, embora mais exigentes, as agências ambientais têm incentivado o emprego agrícola do lodo, ou biossólido, devendo para isso apresentar características adequadas para essa finalidade. Seu adequado processamento inclui secagem e desinfecção eficiente, capazes de reduzir o teor de umidade e a quantidade de agentes patogênicos, viabilizando seu uso como fertilizante agrícola e constituindo solução promissora para a destinação final, por intermédio da ciclagem de nutrientes no ecossistema.

Para esse processamento empregam-se mecanismos químicos, físicos e biológicos, combinados ou isoladamente, porém, no contexto atual de exigência torna-se favorável o surgimento de novas tecnologias de tratamento de lodo avaliadas no intuito de oferecer produto totalmente livre de patógenos, obedecendo à legislação vigente, e com menores teores de água, melhorando a economicidade do processo e possibilitando seu transporte para maiores distâncias.

A carga poluente apresentada no lodo de esgoto impõe a criação de soluções que permitam diminuir os danos provocados por essa poluição, gastando o mínimo de energia possível em todo o processo. No que concerne a novas tecnologias, a utilização do biogás como fonte aquecedora e mantenedora de temperaturas suficientes para a completa higienização do lodo entra nesse cenário, principalmente com o intuito de reaproveitar a energia gerada, em forma de biogás, nos sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto.

A utilização do calor para a secagem e higienização de lodo tem sido praticada em diversos países há muitos anos. A tecnologia aqui desenvolvida utiliza processos mais simples, menos onerosos e com temperaturas mais baixas, porém suficientes para a completa higienização do lodo. Além de buscar maximizar a utilização do biogás dentro das estações de tratamento e minimizar os poluentes produzidos, o maior desafio foi desenvolver um sistema eficiente que dispense o uso da cal, diminuindo com isso o volume de lodo a ser disposto e o custo do processo de higienização.

Muito mais que uma fonte primária de energia, o uso do biogás apresenta grande importância estratégica dentro do enfoque dos impactos ambientais, pois, além de viabilizar seu aproveitamento como fonte de energia que contribui para o controle das emissões de metano na atmosfera – que apresenta grande potencial de ação no efeito estufa – colabora no processo de escassez de energia, evitando o consumo de combustíveis fósseis.

Este capítulo apresenta três experiências diferentes de secagem e higienização de lodos anaeróbios, tendo por foco principal o aproveitamento do biogás para esse processamento.

Produção de Biogás em Estações de Tratamento de Esgoto

Geração de biogás

Biogás é o nome dado à mistura de gases produzida por intermédio do processo fermentativo da biomassa, tendo por constituinte energético o metano, além do gás carbônico e outros gases, presentes em menor proporção, variável em função da composição do resíduo a ser tratado e das condições do reator (Pierre & Quezada Doria, 1995).

O gás metano é o combustível do biogás, portanto, será mais puro quanto maior for seu teor, estando seu poder calorífico diretamente relacionado com a quantidade existente na mistura gasosa. É um gás combustível produzido basicamente por fontes antropogênica e natural. Como fontes naturais pode-se citar os pântanos, oceanos e

águas doces. Dentre as fontes que podem ser controladas ou influenciadas pelo homem, pode-se citar as plantações de arroz, a fermentação entérica, a queima de biomassa, o manejo de resíduos, o uso de combustíveis fósseis e as perdas de gás natural. O manejo de resíduos inclui, como fontes principais de emissão de metano, o tratamento de efluentes e a disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários.

As emissões decorrente das fontes naturais têm se mantido razoavelmente constantes, enquanto as antropogênicas têm aumentado consideravelmente, para as quais o tratamento de esgotos contribui com aproximadamente 7% das emissões de metano para a atmosfera.

Até pouco tempo, o biogás era simplesmente encarado como um subproduto, obtido a partir da decomposição anaeróbica de lixo urbano e resíduo animal e em estações de tratamento de efluentes domésticos. No entanto, o acelerado desenvolvimento econômico dos últimos anos e o aumento acentuado do preço dos combustíveis convencionais têm encorajado as investigações na produção de energia a partir de novas fontes alternativas e economicamente atrativas, tentando, sempre que possível, criar novas formas de produção energética que possibilitem a economia dos recursos naturais esgotáveis.

Nas décadas de 1950 e 1960, a relativa abundância das fontes de energia tradicionais desencorajou a recuperação do biogás na maioria dos países desenvolvidos; apenas em países com poucos recursos de capital e energia, como a Índia e a China, o biogás desempenhou papel de certa importância, sobretudo em pequenos aglomerados rurais.

A partir da crise energética dos anos 1970 o gás metano dos digestores anaeróbios voltou a despertar o interesse geral, conduzindo a aumento de sua produção nos países europeus.

Obtido a partir de um processo que degrada a matéria orgânica, possibilitando a produção de energia térmica e elétrica, o biogás proporciona novas aplicações para os resíduos das explorações agropecuárias, da atividade industrial e esgotamento sanitário.

Características do biogás

O biogás é um gás incolor, geralmente inodoro (se não contiver demasiadas impurezas), insolúvel, leve e de fraca densidade, constituído principalmente de metano, gás carbônico e outros gases em pequenas concentrações. A degradação anaeróbia converte os compostos orgânicos em novas células bacterianas e em vários compostos que, juntos, formam o biogás (Quadro 5.1).

Quadro 5.1 Composição média da mistura gasosa.

Metano (CH ₄)	50% a 75 %
Dióxido de carbono (CO ₂)	25% a 40 %
Hidrogênio (H ₂)	1% a 3 %
Nitrogênio (N ₂)	0,5% a 2,5 %
Oxigênio (O ₂)	0,1% a 1 %
Sulfureto de hidrogênio (H ₂ S)	0,1% a 0,5 %
Amônio (NH ₃)	0,1% a 0,5 %
Monóxido de carbono (CO)	0% a 0,1 %
Água (H ₂ O)	Variável

Fonte: Pires, 2000.

Em condições normais de produção, o biogás não é tóxico graças a seu baixo teor de monóxido de carbono (inferior a 0,1%), por outro lado, em razão das impurezas que contém, o metano é muito corrosivo, principalmente pela ação do gás sulfídrico, que ataca, além de outros materiais, o cobre, o latão e o aço, dependendo de sua concentração.

Para teores elevados, da ordem de 1% (excepcionais nas condições normais de produção do biogás), torna-se tóxico e mortal. A presença do sulfureto de hidrogênio pode constituir um problema a partir do momento em que haja combustão do gás e que sejam inalados os produtos dessa combustão, dado que a formação do dióxido de enxofre (SO₂) é extremamente nociva, causando perturbações pulmonares.

Outros gases contidos no biogás não originam problemas em termos de toxicidade ou nocividade. O gás carbônico, em proporção significativa (25% a 40%), ocupa boa parte do volume útil e obriga, quando não suprimido, a aumento das capacidades de armazenamento. O vapor de água pode ser corrosivo para as canalizações depois de condensado.

O poder calorífico inferior (PCI) do biogás é de cerca de 5.500 kcal/m³, quando a proporção de metano é de aproximadamente de 60%.

O biogás é um gás leve e de baixa densidade. Mais leve do que o ar, diferentemente do butano e do propano, ele apresenta menores riscos de explosão na medida em que a sua acumulação se torna mais difícil. Sua baixa densidade implica, em contrapartida, que ele ocupe volume significativo e que sua liquefação seja mais difícil, o que lhe confere algumas desvantagens em relação ao transporte e utilização.

Fatores que influem na produção do biogás

Uma vez que a produção de biogás é toda feita por bactérias, fatores que afetam a sobrevivência das mesmas afetarão diretamente a formação do biogás. Alguns dos fatores mais importantes e que devem ser controlados são:

- *Impermeabilidade ao ar* – as bactérias metanogênicas são essencialmente anaeróbias, portanto, o biodigestor deve ser perfeitamente vedado. A decomposição da matéria orgânica na presença de ar (oxigênio) irá produzir apenas dióxido de carbono (CO_2).
- *Temperatura* – as bactérias produtoras do biogás, em especial as que produzem metano, são muito sensíveis a alterações de temperatura. A faixa ideal para a produção de biogás é de 35 a 45°C (bactérias mesofílicas). Também se pode obter biogás com biodigestores operando na faixa de 50 a 60°C (bactérias termofílicas). O mais importante é que não deve haver variações bruscas de temperatura, pois as bactérias não sobrevivem e, portanto, a produção do biogás diminui consideravelmente.
- *Alcalinidade e pH* – a acidez ou alcalinidade do meio é indicada pelo pH. A alcalinidade é uma medida da quantidade de carbonato na solução (proveniente do CO_2 produzido durante a digestão anaeróbia). A alcalinidade é importante, pois, conforme as bactérias produzem ácidos, o que implica diminuição do pH, o carbonato reage com esses ácidos, o que leva a controle da acidez do meio (efeito tampão do carbonato).

As bactérias que produzem o metano sobrevivem em faixa estreita de pH (6,5 a 8,0). Assim, enquanto as bactérias produtoras de ácido (estágio 1 e 2 da digestão anaeróbia) produzem ácidos, as bactérias produtoras de metano consomem esses ácidos, mantendo o meio neutro. Entretanto, as reações envolvidas nos estágios 1 e 2 são muito mais rápidas que a produção do metano, por isso, ao iniciar a produção do biogás, é necessário que uma população de bactérias metanogênicas já esteja presente para que o processo seja bem-sucedido.

- *Teor de água* – o teor de água dentro do biodigestor deve variar de 60% a 90% do peso do conteúdo total.
- *Nutrientes* – os principais nutrientes dos microrganismos (bactérias) são carbono, nitrogênio e sais orgânicos. Uma relação específica de carbono para nitrogênio deve ser mantida entre 20:1 e 30:1. A principal fonte de nitrogênio é o dejetos humano e de animais, enquanto os polímeros presentes nos restos das culturas representam o principal fornecedor de carbono. A produção de biogás não é bem-sucedida se apenas uma fonte de material for utilizada.

Biogás como fonte de energia calorífica

Em 2001, a emissão global de metano estava estimada em 500 milhões de toneladas por ano, sendo que os sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto contribuíam com cerca de 5% deste total, ou seja, cerca de 25 milhões de toneladas. A queima desse biogás, portanto, além de ser estritamente necessária para amenizar os impactos ambientais advindos do metano, uma vez que este contribui cerca de trinta vezes mais que o gás carbônico para o aumento do efeito estufa, poderá reintegrar, de maneira rápida, o carbono a seu ciclo natural, propiciando ainda seu aproveitamento como fonte de energia calorífica, até então pouco explorada.

De maneira geral, denomina-se combustível qualquer corpo cuja combinação com outro resulte em reação exotérmica. No que se refere ao estado físico, os combustíveis encontram-se presentes nas formas sólida, líquida e gasosa, sendo que a maioria destes situa-se em uma das três seguintes categorias: carvão, hidrocarbonetos líquidos e hidrocarbonetos gasosos. A gasolina, por exemplo, é constituída fundamentalmente por cerca de 40 hidrocarbonetos diferentes, com a presença de muitos outros em quantidades mínimas.

Na Tabela 5.1 é apresentada a composição de alguns gases.

Tabela 5.1 Composição volumétrica de alguns combustíveis gasosos típicos.

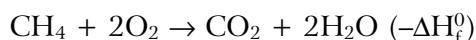
Constituinte	Vários gases naturais				Gás pobre de carvão betuminoso	Gás de água	Gás de alto-forno
	A	B	C	D			
Metano	93,9	60,1	67,4	54,3	3,0	10,2	32,1
Etano	3,6	14,8	16,8	16,3	–	–	–
Propano	1,2	13,4	15,8	16,2	–	–	–
Mais*	1,3	4,2	–	7,4	–	–	–
Eteno	–	–	–	–	–	6,1	3,5
Benzeno	–	–	–	–	–	2,8	0,5
Hidrogênio	–	–	–	–	14,0	40,5	46,5
Nitrogênio	–	7,05	–	5,8	50,9	2,9	8,1
Oxigênio	–	–	–	–	0,6	0,5	0,8
Monóxido de carbono	–	–	–	–	27,0	34,0	6,3
Dióxido de carbono	–	–	–	–	4,5	3,0	2,2

*Inclui butano e todos os hidrocarbonetos mais pesados. *Fonte:* van Wylen & Sonntag, 1976.

Quando um combustível constituído por hidrocarbonetos é queimado, o carbono e o hidrogênio são oxidados.

O calor de formação padrão de uma substância, ΔH_f^0 (kcal/mol), é definido como o calor envolvido quando 1 mol de uma substância é formado a partir dos elementos envolvidos, em seus respectivos estados-padrão, a 298,15 K (25°C) e 1 atm, que são a temperatura e a pressão padrão, respectivamente. Quando se absorve calor na formação de uma substância, o valor final do calor de formação padrão é positivo, sendo negativo quando calor é liberado.

Na reação de combustão do metano, nas condições-padrão anteriormente apresentadas, a formação de calor dá-se da seguinte maneira:



Com base nos valores apresentados na Tabela 5.2, obtém-se o calor envolvido na reação, resultante da conversão de energia química em energia térmica, da seguinte maneira:

$$\Delta H_f^0 = -94,054 + [2 \times (-68,32) + 17,895 + (2 \times (0,00))] = -191,755 \text{ kcal/mol}$$

Tabela 5.2 Calor de formação padrão das substâncias envolvidas na combustão do metano.

Substância	ΔH_f^0 (kcal/mol)
$\text{CH}_4(\text{gás})$	-17,895
$\text{O}_2(\text{gás})$	0,00
$\text{CO}_2(\text{gás})$	-94,054
$\text{H}_2\text{O}(\text{gás})$	-68,32

Fonte: Kuo, 1986.

Sendo assim, a reação de combustão do metano é uma reação exotérmica, liberando 191,755 kcal/mol de energia nas condições-padrão de 25°C e 1 atm (191,755 kcal/mol = 802,3 kJ/mol = 222,84 watt-hora/mol).

Em condições normais de operação, um sistema anaeróbio possivelmente produziria biogás suficiente para gerar energia (1,5 w/habitante) para operar um sistema de lodos ativados, como pós-tratamento do efluente do primeiro, tornando todo o sistema auto-sustentável em relação ao balanço energético. O poder calorífico do biogás, com um percentual de cerca de 70% de metano, é de aproximadamente 23.380 kJ/m³, ou 6,5 kW/m³, enquanto, para efeitos comparativos, o gás natural possui um poder calorífico de 37.300 kJ/m³, ou 10,4 kW/m³.

A Tabela 5.3 apresenta a equivalência entre o biogás e alguns outros combustíveis de uso cotidiano.

Tabela 5.3 Equivalência entre o biogás e alguns outros combustíveis.

Combustível	Volume equivalente a 1 m ³ de biogás
Querosene	0,342 L
Lenha (10% de umidade)	1,450 kg
GLP	0,396 L
Óleo diesel	0,358 L
Gasolina	0,312 L

Fonte: Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais, 1981.

Segundo dados de 2001, na Comunidade Européia, anualmente, 1.545.000 toneladas de biomassa poderiam ser digeridas anaerobiamente, das quais 50,8% seriam originárias de resíduos animais e as demais 49,2% seriam originárias de resíduos provenientes desde o cultivo até o processamento de alimentos como milho, beterraba e cereais, dentre outros. Tais números apresentam potencial anual de geração de eletricidade de 226.537 GWh, e de 310.993 GWh de calor. Além disso, as emissões de CO₂ poderiam ser reduzidas em equivalentes 211 milhões de toneladas por ano. Além dos benefícios ecológicos, graças ao aproveitamento do biogás, benefícios sócio-econômicos também seriam obtidos, com potencial para criação de cerca de 150.000 novos postos de trabalho.

Um programa implantado na Suíça – Energia 2000 – objetivava, no ano 2000, atingir níveis de consumo de combustíveis fósseis e emissões de dióxido de carbono iguais àqueles verificados no ano de 1990, esperando que as fontes de energia renovável contribuíssem com aumento de 0,5% na produção total de energia e 3% na geração total de calor, números estes que resultariam, respectivamente, na geração de 300 GW/ano e 3.000 GW/ano de energia.

Nesse programa, o biogás resultante da degradação de resíduos orgânicos, excetuando-se aterros sanitários e a digestão de lodos advindos dos sistemas de tratamento de esgotos, deveria contribuir com 20 GW/ano na geração de eletricidade e 40 GW/ano na geração de calor.

A Tabela 5.4 apresenta dados da produção de biogás na Suíça, em termos de potencial energético, oriundo do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos e líquidos, domésticos e indústrias, referentes ao ano de 1998.

Tabela 5.4 Produção e uso do biogás, em equivalentes energéticos, na Suíça, no ano de 1998.

Geração de biogás	Biogás (GWh/ano)		Reaproveitamento energético (GWh/ano)		Reaproveitamento na geração de calor (GWh/ano)	
	1990	1998	1990	1998	1990	1998
Trat. esgotos industriais	12,46	32,35	0,6	2,27	7,14	18,64
Res. sólidos municipais	0	18,62	0	5,14	0	2,83
Agricultura	15,44	12,57	1,46	2,07	4,63	3,10
Trat. esgotos domésticos	349,1	423,2	58	79,6	197,9	237,9
Aterros sanitários	68,6	161,1	20,4	43,8	7	24
Total	445	648	80,5	132,9	205	286,5

Fonte: Mebrez & Lacos, 2001.

Aproveitamento de biogás

Neste momento há duas situações possíveis para o aproveitamento do biogás. O primeiro caso consiste na queima direta (aquecedores, esquentadores, fogões, caldeiras) e o segundo caso diz respeito à conversão de biogás em eletricidade. Isto significa que o biogás permite a produção de energias elétrica e térmica.

Em vários países o biogás produzido em aterros sanitários é aplicado como fonte energética em processos sanitários, e em alguns casos há até a comercialização do biogás para uso nas indústrias. O biogás chegou a ser utilizado, experimentalmente, em caminhões de coleta de lixo em São Paulo e também em alguns carros da frota da Companhia de Saneamento do Paraná. Em Piraí do Sul, o biogás foi canalizado para uso doméstico e aquecimento de água.

Há processos mais elaborados nas quais as usinas de açúcar e álcool estão conseguindo produzir biogás a partir do vinhoto. O produto obtido, depois de tratado e engarrafado, pode ser usado como combustível nas próprias usinas. Além disso, a decomposição do vinhoto resulta em fertilizante de excelente qualidade, evitando-se, assim, a poluição de rios e mananciais por seu lançamento direto.

O biogás pode ser usado em fogões, motores, lâmpadas e geladeiras a gás, podendo ser considerado uma das fontes energéticas mais econômicas e de fácil aquisição pelas pequenas propriedades rurais. Apresenta grande vantagem diante de outros combustíveis, pois é produzido pela degradação de resíduos orgânicos, sendo uma fonte de energia renovável.

O aproveitamento energético do biogás se configura numa forma de reduzir as emissões para a atmosfera do gás metano, um dos mais importantes gases que provocam o efeito estufa, apresentando poder reativo 30 vezes maior que o do gás carbônico.

Dentro do quadro de produção do biogás, sabe-se da potencialidade de geração nos sistemas anaeróbios das estações de tratamento, porém, atualmente é queimado ou mesmo lançado diretamente na atmosfera.

Como forma de aproveitamento o biogás pode ser utilizado na produção direta de energia na rede ou na substituição de energia. Neste capítulo apresentamos a experiência de utilização de processos diretos de queima em projetos para o processamento da secagem e higienização do lodo de esgoto, transformando-o num produto livre de patógenos, com menor teor de umidade para o transporte do material até os centros agrícolas, o que reduz os custos de operação dos sistemas de tratamento, e utilizando uma fonte de energia.

Desaguamento de Lodo de Esgoto

Caracterização do processo de desaguamento

O desaguamento do lodo é uma operação que diminui o volume do lodo em excesso por meio da redução de seu teor de água. As principais razões para que ocorra a desidratação são a redução no custo de transporte para a disposição final; redução do volume para disposição em aterro sanitário ou uso na agricultura; melhoria das condições de manejo do lodo; e aumento do poder calorífico. Assim, a secagem do lodo se faz necessária para facilitar o destino final do mesmo, permitindo o seu manuseio e o uso como insumo agrícola (Aisse *et al.*, 1998).

A secagem do lodo provoca enorme impacto nos custos de disposição do lodo: quando o lodo é desidratado de uma concentração de 2% de sólidos para 20% de sólidos, seu volume é reduzido em 90%.

A água contida nos lodos pode ser classificada operacionalmente em quatro categorias:

- *Água removível ou livre* – é aquela retida entre flocos de maneira similar a uma esponja, não estando associada a partículas sólidas e podendo ser facilmente separada por gravidade.
- *Água intersticial ou capilar* – é a umidade do floco quando o lodo está em suspensão que está presente nos capilares quando a torta é formada.
- *Água vicinal, superficial ou coloidal* – é a água não removível, sendo a umidade que está presa na superfície das partículas sólidas por adsorção e adesão.
- *Água de hidratação, intracelular ou de ligação* – também é a água não-removível; a água que está quimicamente ligada às partículas sólidas.

Embora haja considerável debate sobre os tipos e distribuição da água nos lodos, essa definição é útil na estimativa da quantidade de sólidos que pode ser obtida por desaguamento.

Principais processos utilizados no desaguamento do lodo

O desaguamento de lodo é uma operação unitária que reduz o volume do lodo em excesso por meio da redução de seu teor de água; sua capacidade varia de acordo com o tipo de lodo produzido. Essa variação está diretamente relacionada ao tipo de sólido e à forma pela qual a água se liga às partículas do lodo. As principais razões para efetuar o desaguamento são: a redução do custo de transporte para a disposição final; melhoria nas condições de manejo do lodo; aumento do poder calorífico do lodo por meio da redução da umidade com vistas à preparação para incineração; e redução do volume para disposição em aterro sanitário ou uso na agricultura.

O lodo desidratado é mais fácil de ser manejado, seus custos de transporte são menores que de um lodo não desidratado e, em alguns casos, a desidratação pode reduzir os odores e putrescibilidade.

A seleção dos processos de secagem apropriados requer considerações do pré-tratamento e da disposição final do lodo, pois diferentes concentrações de sólidos são obtidas a partir dos diferentes processos de secagem. A secagem pode ser realizada por intermédio de processos naturais de secagem como o leito de secagem e lagoa ou por intermédio de processos mecânicos como filtro a vácuo, filtro-prensa ou centrífuga.

Desaguamento mecânico

Os processos mecânicos ou artificiais utilizados para a secagem do lodo são os filtros-prensa, que são constituídos de placas entre as quais se prendem os panos filtrante; a prensa contínua de esteiras, que apresenta duas correias sem fim em movimento contínuo, das quais pelo menos uma é constituída por uma tela filtrante; os filtros a vácuo, nos quais o lodo é aspirado de fora para dentro e fica retido em um pano, e as centrífugas, que têm por objetivo separar os sólidos da água por diferença de força centrífuga.

Desaguamento natural

Os sistemas naturais de secagem dividem-se em *leitos de secagem*, que são geralmente unidades retangulares onde se processam a redução da umidade associada à drenagem e a evaporação da água liberada durante o período exposto à secagem, e as *lagoas de secagem*, que têm finalidade e funcionamento idênticos aos dos leitos, porém com dimensionamentos, detalhes construtivos e operação um pouco diferenciados.

Os sistemas naturais são dependentes do clima, aspecto que favorece sua adoção em regiões quentes e secas. O lodo também deve estar bem digerido para facilitar a drenagem e não provocar problemas de odores.

Remoção da umidade por intermédio de leitos de secagem

A digestão do lodo em digestores anaeróbios confere ao lodo menor densidade, assim, a tendência do material digerido é flotar durante o processo de secagem, acumulando-se na superfície, o que permite o desprendimento da água livre pela parte drenante do leito.

O sistema de drenagem do leito é feito com uma camada de britas, seguida de camadas de areia. Sobre a areia normalmente são assentados tijolos perfurados capazes de manter a estabilidade mecânica do sistema e ao mesmo tempo permitir a passagem do excesso de água. Os leitos geralmente ficam ao ar livre, mas podem também ser dotados de cobertura que impeça a entrada de água da chuva, porém com aberturas laterais para facilitar a evaporação. No Paraná, vários estudos apontam para um ciclo de secagem com duração de 25 a 30 dias quando utilizados apenas os leitos de secagem convencionais.

Dentre as vantagens do leito de secagem pode-se citar: baixo custo, quando há terreno com disponibilidade acessível; não exigir grande atenção e habilidade do operador; baixo consumo de energia e produtos químicos; menor sensibilidade às variações do lodo; e maior concentração de sólidos no lodo “seco” que os métodos mecânicos. Como desvantagens desse método, citam-se: grande quantidade de área; o fato de o lodo precisar estar digerido e de o projeto ter de considerar efeitos do clima; e a retirada do lodo do leito, que requer mão-de-obra intensiva.

A utilização de estufas plásticas é um mecanismo já utilizado em alguns países europeus, não só para a secagem de lodo, mas também de produtos agrícolas e de madeira. Nesses países a temperatura média é significativamente menor e a umidade relativa média é maior que as observadas em nossas condições tropicais. Assim, o uso de estufas plásticas pode ser uma solução prática e viável tanto em climas mais quentes quanto em subtropicais como no sul do Brasil, principalmente em períodos intensos de precipitação.

Essa tecnologia foi utilizada em vários estudos no Paraná. Comprovou-se a viabilidade técnica da utilização da estufa plástica como mecanismo para acelerar o processo da secagem do lodo em leitos de secagem, obtendo-se para o mesmo teor de sólidos diminuição de cerca de 30% no período de permanência do lodo nos leitos. Além de acelerar o processo da secagem do lodo, sua utilização contribui para maximizar a ação da energia solar no aquecimento do lodo, reduzindo a concentração de organismos patogênicos, o que será discutido a seguir.

Higienização do Lodo de Esgoto

Caracterização do processo de higienização

A origem da contaminação microbiológica do lodo de esgoto é principalmente o material fecal contido no esgoto, portanto, dependente das características epidemiológicas da população que vive no local onde os efluentes são lançados na rede coletora de esgotos. No tratamento dos esgotos, durante o processo de sedimentação, grande parte dos organismos existentes no esgoto co-precipita junto com as partículas orgânicas, concentrando-se no lodo.

Portanto, o lodo de esgoto é um produto com elevado potencial de contaminação, seja por organismos patogênicos, seja pela inadequada disposição do mesmo no meio. Do ponto de vista biológico, concentra a maioria dos organismos presentes no esgoto sanitário, podendo se constituir em significativa ameaça à saúde pública.

Os organismos patogênicos presentes no lodo de esgoto podem ser transmitidos diretamente aos animais e ao homem, ao solo, aos corpos d'água e a produtos produzidos em solos onde o lodo foi aplicado. O perigo de transmissão de doenças infecciosas intestinais pela água e sua profilaxia gira em torno das seguintes medidas: proteção de mananciais contra agentes poluidores; tratamento e distribuição adequados da água; coleta e destino para os esgotos; e abastecimento de água potável.

As parasitoses encontram-se entre os grandes problemas médico-sanitários dos países em desenvolvimento que exigem consideráveis recursos financeiros, organização e pessoal habilitado para combatê-las. Nesse contexto, a higienização do lodo tem por principal objetivo eliminar ou reduzir a densidade de microrganismos patogênicos, constituindo-se em importante ferramenta para a ampliação do leque de opções seguras para manuseio e disposição no solo.

Os agentes patogênicos constituem importante elemento limitante ao uso do lodo na agricultura, porém, isso é facilmente controlado por meio da adoção de técnicas de higienização, imprescindíveis na redução do perfil poluidor do lodo de esgoto. Essas técnicas minimizam os riscos de poluição ambiental e efeitos nocivos à saúde humana e animal e plantas, inserindo o lodo nos padrões normativos para disposição final adequada.

Agentes patogênicos encontrados no lodo de esgoto

Principais parasitos

Dentre os microrganismos do lodo são encontrados vírus, fungos, bactérias e parasitos (protozoários e helmintos). Embora a grande maioria seja inofensiva, alguns grupos de patógenos são considerados perigosos pelo risco que representam para a saúde humana e animal.

Dentre todos os organismos patogênicos, os helmintos despertam grande interesse, pois o ambiente encontrado nos processos de tratamento de esgotos é propício ao embrião de seus ovos. Alguns gêneros como *Ascaris*, *Toxocara* e *Trichuris* são extremamente resistentes a ampla variedade de condições físicas e químicas, sendo capazes de sobreviver por vários anos no solo. Embora cuidados em relação ao risco de contaminação pelo uso de lodo devam ser sempre observados, estudos epidemiológicos demonstram baixa correlação entre sua utilização e incidência de doenças.

Essa é a classe que apresenta maior resistência às condições do meio, portanto, uma vez realizado o controle desses patógenos, os demais estarão automaticamente em níveis admissíveis, compatíveis com o uso agrícola, não suscitando riscos ao ambiente e aos usuários do produto.

Dentre as bactérias entéricas patogênicas que podem estar presentes no esgoto, a *Salmonella* spp. e a *Shigella* spp. representam provavelmente o maior risco de infecção para humanos, uma vez que são as bactérias patogênicas mais encontradas em esgotos domésticos. A presença dessas bactérias no esgoto, sua sobrevivência e densidade, sua patogenicidade e potencial de risco à saúde, tem sido pesquisada e documentada por vários autores já referenciados pela EPA (1991). Só o Estado do Paraná apresentou, de 1994 a 1996, 7.031 casos de pessoas contaminadas por *Salmonella* spp., reforçando a gravidade da doença, uma vez que entre 27,2% e 55,9% dos doentes requerem internação hospitalar.

As atividades que possibilitam o contato direto com o lodo se dão por intermédio da distribuição do lodo; do manejo do solo de áreas onde o lodo foi aplicado; e do manejo de vegetais cultivados nessas áreas. O contato indireto pode acontecer pelo consumo de vegetais cultivados ou de leite e carne de animais criados em terrenos onde o lodo foi aplicado; pelo consumo de água ou de peixes provenientes de mananciais contaminados, ou por intermédio de patógenos transportados por vetores que tenham tido contato com o lodo.

Relação da contaminação lodo e perfil de saúde da população

O objetivo constante de uma cidade é elevar as condições de saúde e qualidade de vida das populações por intermédio da melhoria da qualidade do ambiente que as rodeia, e dentro desse conceito pode-se considerar o saneamento como uma das ações mais importantes para a promoção direta de conforto e bem-estar da população, visando atender a suas necessidades básicas, relevando a difusão do conceito de saneamento a ação de saúde pública.

Porém, nos problemas decorrentes do saneamento ou da falta dele, constata-se hoje afastamento do enfoque relacionado com saúde e meio ambiente. No Brasil ainda é muito incipiente, havendo grande dissociação no que se refere às políticas de saneamento e saúde, embora haja grande interdependência entre esses serviços públicos.

A falta de integralidade impede esses segmentos de exercerem papel mais eficaz nas ações preventivas de saúde. Nessa busca por soluções eficazes, os indicadores de saúde deveriam ser considerados como um dos principais critérios de priorização e controle do saneamento, e este, como indutor de ações de saúde preventiva. Da mesma forma, é preciso focalizar o sistema de bacia hidrográfica, avaliando os riscos de práticas ambientais incorretas como a presença de aterros sanitários, lançamento direto de esgotos em mananciais a montante da captação, bem como a utilização desordenada dos mananciais em atividades como os distritos industriais.

As parasitoses encontram-se, portanto, entre os grandes problemas médico-sanitários dos países em desenvolvimento, exigindo consideráveis recursos financeiros, organização e pessoal habilitado para combatê-los, pois sua presença no esgoto reflete o nível de infecção nas respectivas populações, sendo um dos determinantes de seu perfil sanitário.

As helmintíases afetam o homem, tanto em países desenvolvidos quanto em países de Terceiro Mundo. Evidentemente, há grande variabilidade na taxa de infecção nas respectivas populações: as mais pobres são geralmente expostas a piores condições ambientais e sanitárias e conseqüentemente apresentam grau maior de contaminação.

Dessa classe, o complexo teníase/cisticercose constitui-se de duas entidades mórbidas distintas, causadas pela mesma espécie de cestódio em fases diferentes de seu ciclo de vida. A teníase é provocada pela presença da forma adulta da *Taenia solium* ou da *Taenia saginata* no intestino delgado do homem. A cisticercose é uma entidade clínica provocada pela presença da forma larvária nos tecidos de suínos, bovinos ou do homem.

Os agentes patogênicos que são eliminados pelo homem por intermédio de seus dejetos podem alcançá-lo novamente, e o novo contato com esses organismos pode ocorrer pela ingestão direta de água contaminada ou pelo contato com a pele ou mucosa, por meio de seu uso em irrigação ou na preparação de alimentos. A presença e concentração desses organismos devem-se principalmente às práticas de higiene da população, sua ampla distribuição geográfica, a alta frequência de parasitismo na população, a ausência de imunidade permanente no hospedeiro e a baixa dose infectante, pois um ovo ou um cisto é suficiente para infectar o hospedeiro.

O monitoramento da presença desses organismos em lodo de esgoto apresenta resultados bastante contundentes sobre o nível de contaminação da população atendida pelos sistemas de coleta e tratamento de esgotos, sendo especialmente visíveis em regiões mais pobres. A Instrução Normativa Paranaense, que regula os indicadores ambientais e sanitários para reciclagem do lodo proveniente do tratamento do esgoto, admite um valor máximo de 0,25 ovo de helmintos por grama de matéria seca, valor também adotado nos Estados Unidos e na Comunidade Econômica Européia. Para alcançar esse nível é necessária a adoção de sistemas eficazes de higienização, pois é

comum, em algumas estações do Estado do Paraná, que os resultados de qualidade do lodo bruto ultrapassem 50 ovos viáveis por grama de matéria seca.

O processo de higienização por intermédio da temperatura, indicado neste capítulo, mostra seu potencial em inviabilizar os ovos de helmintos num menor período de tempo, sem agregação de volume, disponibilizando material seguro para a reciclagem agrícola e reduzindo o nível de contaminação ambiental. Porém, para que os efeitos positivos práticos se tornem completos é necessário associar esse gerenciamento às atividades de saúde pública, como a educação sanitária, a ampliação do alcance e eficiência dos serviços de saneamento e a desverminação, melhorando o perfil sanitário da população.

Enfim, todo esse processo deve ser encarado como uma prática realizada para o controle preventivo de doenças e para propiciar conforto e bem-estar, portanto, um condicionante do nível de desenvolvimento humano. Para isso são focalizados os cuidados com qualidade e quantidade de água, coleta e disposição adequada de resíduos, drenagem urbana e controle de vetores. A não realização dessas ações implica a degradação do ambiente, comprometendo sua qualidade e afetando diretamente as condições de saúde da população. Daí a importância de buscar indicadores do saneamento que balizem as formas de ação e intervenção na comunidade, efetivando esses e os serviços de saúde conjuntamente.

Processos de higienização de lodo

Processos de tratamento que reduzem o número de ovos viáveis de helmintos contribuem para a diminuição do risco de infecção humana e animal, permitindo a utilização do lodo com o adubo orgânico.

Os principais processos de higienização do lodo de esgoto são: a compostagem, que elimina os agentes patogênicos pelo efeito da temperatura e tempo de exposição; a calagem, que associa a ação de altos níveis de pH ao calor gerado pelas reações químicas de hidratação da cal (óxido de cálcio); a secagem, que reduz os patógenos pela exposição aos raios solares ou ao calor (no caso de desidratação pelo uso de calor); o uso da radiação gama; e a pasteurização. Há diversos outros processos que associam os diferentes métodos ou que utilizam a mistura de outros materiais capazes de reduzir ou eliminar o potencial patogênico do lodo.

A compostagem e a caleação, métodos bastante difundidos principalmente por seu baixo custo e facilidade de aplicação, apresentam um inconveniente relacionado ao aumento da quantidade ou volume final do produto, pois os dois processos de higienização implicam a mistura de outros resíduos com o lodo a ser disposto. A secagem térmica é considerada o principal processo, por aliar alta eficiência de higienização com redução do volume inicial do lodo provocada pela perda de água.

Efeito da temperatura na higienização do lodo

A perda da umidade em processos que utilizam a temperatura eventualmente destrói ovos de helmintos e cistos de protozoários, mas algumas formas, particularmente *Ascaris* spp., são notavelmente resistentes à dessecação. Processos de estabilização química são parcialmente eficientes na eliminação dos ovos de helmintos mais resistentes a esses processos. Com isso, ganha importância fundamental o tipo de tratamento aplicado ao lodo digerido e aspectos de gerenciamento na estação de tratamento, como o processo da estocagem.

A Tabela 5.5 apresenta de forma sucinta a temperatura e o tempo necessários para a destruição dos organismos patogênicos encontrados no lodo de esgoto.

Tabela 5.5 Temperatura e tempo de manutenção para a destruição de alguns organismos.

Organismo	Tempo (minuto)	Temperatura (°C)
<i>Salmonella typhosa</i>	Instantâneo	55 a 60
	30	46
<i>Salmonella</i> spp.	15 a 30	60
	60	55
<i>Shigela</i>	60	55
<i>Escherichia coli</i>	5	70
	15 a 20	60
	60	55
<i>Estomoeba histolytica</i> (cistos)	Instantâneo	68
<i>Taenia saginata</i>	5	71
<i>Trichinella spiralis</i> (larvas)	Instantâneo	62 a 72
	60	50
<i>Necator americanus</i>	50	45
<i>Brucella abortus</i>	50	45
<i>Streptococos</i> fecais	60	70
Coliformes fecais	60	70
<i>Ascaris</i> spp. (ovos)	60	55
	7	60

Fonte: EPA, 1985.

Alguns helmintos são endêmicos em vários países do mundo. Em 1989, cerca de 25% da população mundial estava infectada com ovos de *Ascaris*, destacando-se na

contribuição desses números as populações dos países em desenvolvimento. Em estudo epidemiológico realizado no Brasil, no final dos anos 1980, em uma amostra de 2,5 milhões de pessoas, foi identificada a contaminação por *Ascaris lumbricoides* em 59,5% desse total, havendo entre Estados taxas de contaminação que variaram de 26,7% a 97,7%.

Os ovos de helmintos têm sido empregados e referenciados como bons indicadores de contaminação biológica de lodos provenientes de estação de tratamento de esgotos, por serem estes altamente resistentes a condições ambientais adversas e pela elevada frequência com que são encontrados nas fezes de seres humanos. Os ovos de *Ascaris* são conhecidos por serem extraordinariamente resistentes a variações do ambiente, em razão da complexa estrutura de sua casca envoltória, sendo capazes de sobreviver no solo por períodos de até 7 anos.

A ação da temperatura e o tempo de exposição do lodo de esgoto estão diretamente relacionados com a redução do número de ovos de helmintos viáveis, contribuindo para a melhoria das condições sanitárias do lodo. Ovos de *Ascaris lumbricoides* presentes em lodo bruto e digerido foram eliminados após duas horas de exposição à temperatura de 54°C. Em dejetos de suinocultura tratados aerobiamente, à temperatura de 55°C, ovos de *Ascaris suum* não embrionados foram inativados em 30 minutos, enquanto os ovos embrionados foram eliminados em 15 minutos.

Em outro trabalho realizado, submetendo-se ovos de *Ascaris suum* e *Ascaris lumbricoides* às temperaturas de 22°, 30° e 40°C, observou-se que estes podem ser inativados à temperatura de 30°C, após um período de 14 dias em meio alcalino (pH = 11,9), e a 40°C, após 7 dias em meio alcalino ou neutro.

Andreoli *et al.* (2000), em trabalhos realizados objetivando avaliar a higienização de lodo anaeróbio em leitos de secagem cobertos com estufas plásticas, concluíram que as relações entre temperatura e tempo de exposição, de 50°C por um período de 48 horas, 60°C por um período de 6 horas e 80°C por um período de 5 minutos, mostraram-se eficientes na redução do número de ovos de helmintos viáveis para níveis aceitáveis.

A higienização em leitos de secagem viabiliza o alcance de temperaturas menores num período maior de tempo, pois o processo de desaguamento compreende a retirada da umidade. Em leitos de secagem, a drenagem do líquido percolado pelo fundo do leito acontece nas 72 primeiras horas, seguindo através da evaporação da água, que exige período maior de tempo.

Por estarem sujeitos à ação climática, os leitos convencionais necessitam de períodos maiores para a secagem, sem que necessariamente ocorra a higienização.

O uso da temperatura acelera esse processo, pois condiciona o tratamento sem interferência da ação climática quando associa a técnica com a utilização de estufa plástica, caracterizando-o ainda como eficiente processo de higienização e secagem de lodos de esgoto.

Tecnologias Pesquisadas no Âmbito do PROSAB

Higienização térmica de lodo úmido (UFMG)

Descrição

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, embora tratem as águas residuárias, geram dois “subprodutos”: o biogás e o lodo de descarte. A tecnologia aqui proposta objetiva associar esses dois “subprodutos”, almejando como produto final um lodo totalmente higienizado, a partir do emprego do biogás como fonte de energia calorífica para tratamento térmico do lodo de descarte.

Todo o trabalho foi desenvolvido a partir de dois aparatos experimentais, em escalas piloto e de demonstração, montados, respectivamente, no Laboratório de Instalações Piloto Professor Ysnard Machado Ennes e no Campus Experimental implantado na ETE Arrudas, em Belo Horizonte, ambas instalações do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG.

Cada aparato experimental foi constituído de reator UASB, de reservatório de biogás e de reator térmico, conforme apresentado esquematicamente na Figura 5.1.

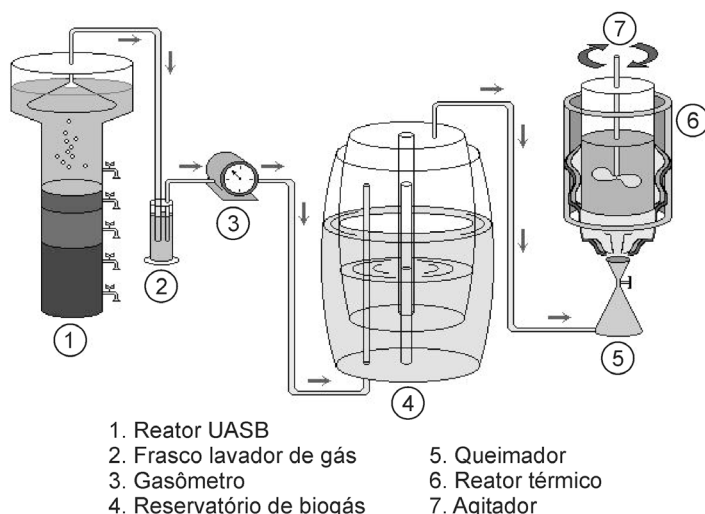


Figura 5.1 Disposição esquemática dos aparatos experimentais, em escalas piloto e de demonstração.

Como o biogás é produzido continuamente e o descarte do lodo é realizado em bateladas, para atingir as condições de trabalho desejadas, armazenou-se o biogás produzido para posterior queima no momento do tratamento térmico do lodo. Esse armazenamento permitiu a aplicação de pressão no biogás no decorrer do processo de queima, o que propiciou o alcance de temperaturas mais elevadas em espaços de tempo mais curtos, tendo por consequência menores períodos de tratamento do lodo. As pressões empregadas no decorrer dos ensaios situaram-se entre 5,5 e 6,5 cm de coluna d'água na escala piloto e entre 2 e 2,5 cm de coluna d'água na escala de demonstração, tendo o tratamento térmico se desenvolvido no período de 7 horas.

Aspectos operacionais

Para realização dos ensaios, inoculou-se uma solução de ovos de *Ascaris lumbricoides* no lodo a ser tratado termicamente, almejando-se, a partir do teor estimado de sólidos deste, concentração representativa do número de ovos a serem recuperados, tendo por referência o valor inicial de cerca de 100 ovos/g ST. Após inoculação, misturava-se bastante o lodo a ser tratado, objetivando-se completa homogeneização e dispersão dos ovos por todo o volume de lodo. A partir de então, iniciavam-se os trabalhos de monitoramento, coleta de amostras e tratamento térmico do lodo.

No decorrer dos ensaios, o lodo foi mantido em constante agitação, objetivando-se minimizar a sedimentação de sólidos e a formação de gradiente de temperatura ao longo da altura do volume de lodo aquecido, uma vez que o queimador do biogás foi instalado sob o reator térmico.

Na rotina de trabalhos, o sistema de tratamento térmico do lodo foi realizado em bateladas. Após a transferência do lodo excedente para o reator térmico, efetuava-se o tratamento e descartava-se o lodo já tratado, estando assim o sistema disponível para a realização de um novo ciclo de ensaios, após coleta e armazenamento do biogás.

Resultados obtidos

Empregando-se somente o biogás como fonte de energia calorífica para tratamento térmico do lodo de descarte e partindo-se do aquecimento do lodo desde a temperatura ambiente, os seguintes resultados, apresentados nas Figuras 5.2 e 5.3, foram alcançados nos aparatos em escalas piloto e de demonstração, respectivamente.

Mesmo não tendo sido empregado todo o biogás disponível, uma vez que os tratamentos foram encerrados com 4 horas de aquecimento no aparato em escala piloto e com 5 horas de aquecimento no aparato em escala de demonstração (a capacidade de queima era de 7 horas), percebe-se, analisando-se os resultados

apresentados, a total higienização do lodo tratado termicamente nos dois aparatos experimentais. Tais resultados indicam, assim, o potencial de aplicação do biogás gerado em reatores UASB para higienização térmica do lodo de descarte.

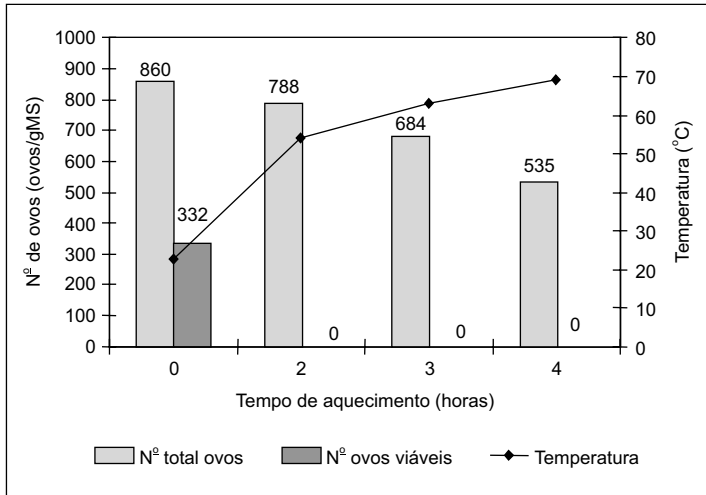


Figura 5.2 Variação do nº de ovos de helmintos (aparato em escala piloto).

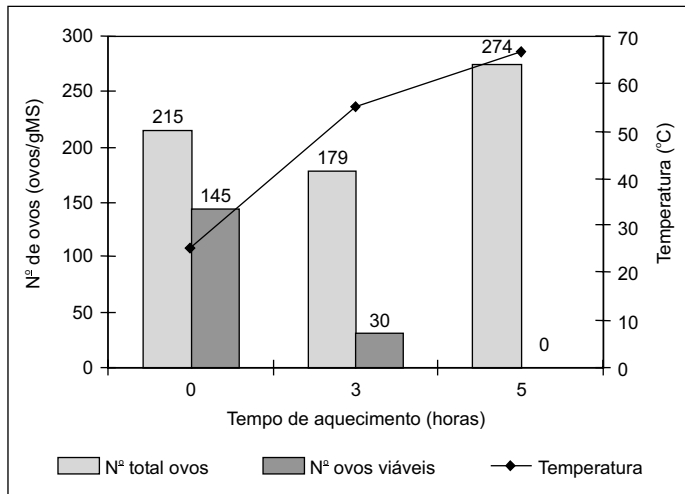


Figura 5.3 Variação do nº de ovos de helmintos (aparato em escala de demonstração).

O aumento na recuperação do número total de ovos, nos dados referentes ao aparato em escala de demonstração, pode se dever à maior eficiência do método empregado, com o passar do tempo e da temperatura de aquecimento, em função de provável desintegração dos grânulos de lodo, fato este que facilitaria a recuperação e contagem dos ovos. No entanto, a tendência geral foi de decréscimo do número total com o aumento do tempo e da temperatura de aquecimento, sugerindo, além da inativação, a desintegração dos ovos, os quais não seriam recuperados na posterior quantificação.

Estimativas de custo

A partir da confecção dos dois aparatos experimentais, em escalas piloto e de demonstração, e do orçamento realizado para o as unidades resultantes do exemplo de dimensionamento apresentado a seguir, chegou-se a um custo médio de instalação de R\$ 30,00 por habitante, ou cerca de US\$ 10,00 por habitante.

Secagem e higienização térmica do lodo utilizando energia solar e biogás em leito de secagem

Descrição

A tecnologia avaliada foi resultado do desenvolvimento de processos para o aproveitamento do biogás e energia solar como fonte alternativa de energia de baixo custo, aliados à implantação de estufa plástica como forma de minimizar a ação da chuva e aumentar os gastos de calor, a fim de higienizar e otimizar a secagem do lodo, gerando um produto estável e livre de patógenos.

O estudo contou com uma estufa plástica tipo “túnel hermano”, modificada sobre um leito de secagem medindo 5,00 x 10,00 x 0,5 m, com a função de não permitir a entrada de água da chuva e acumular parte da energia solar (Figura 5.4). No fundo do leito de secagem foram colocadas tubulações de cobre com distâncias de 30 cm, responsáveis pela circulação do óleo aquecido termicamente pelo biogás proveniente do RALF (Figura 5.5).

Essa distância de tubulação foi escolhida a partir de um estudo anterior realizado por Andreoli *et al.* (2002) em três diferentes tubulações (30, 45 e 60 cm), cujos resultados mostraram maior eficiência para espaçamentos menores, em que a perda de calor ao longo do leito também é menor, otimizando o processo da secagem e higienização. Um leito de secagem convencional também foi avaliado para mostrar a diferença do incremento no teor de sólidos e a porcentagem de inviabilização de ovos de helmintos.



Figura 5.4 Estufa plástica sobre leito de secagem.



Figura 5.5 Leito de secagem com tubulação de cobre.

A quantificação do biogás canalizado em tubos de PVC do RALF até o sistema de aquecimento foi realizada por intermédio de um medidor localizado na entrada da casa de aquecimento. Nessa tubulação foram instalados registros para a purga da água acumulada e um registro geral para interrupção da passagem do metano, considerado como uma das formas de segurança do sistema. Um filtro de limalha de

ferro foi construído para retirar as impurezas do biogás, com o objetivo de remover o gás sulfídrico. Na entrada da casa de aquecimento, a tubulação de passagem do gás foi modificada para tubos de cobre até o sistema de aquecimento formado por dois aquecedores comuns, com pequenas adaptações no material para torná-lo mais resistente.

O aquecedor apresenta canalização interna em cobre em forma de funil para otimizar o aquecimento do lodo. Dentro da canalização é colocado óleo térmico, que aquecido pelo biogás em três pontos de queima segue para o leito de secagem. O óleo circula pela tubulação colocada sob o leito de secagem com a ajuda de duas bombas de 3 CV operando alternadamente (Figuras 5.6 e 5.7).

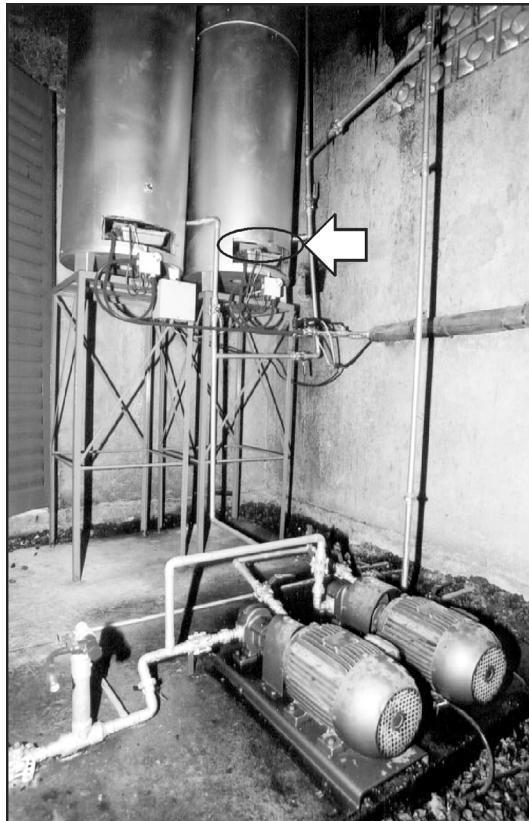


Figura 5.6 Sistema de aquecimento.



Figura 5.7 Detalhe da chama do biogás (destacado na Figura 5.6).

Para a leitura da temperatura da massa de lodo no leito de secagem foi utilizado um equipamento com sensores elétricos tipo “J”, com faixa para leitura de -200 a 600°C , ligados em cabos de compensação e conectados a uma placa seletora de computador.

Aspectos operacionais

A rotina operacional proposta para a aplicação dessa tecnologia baseia-se necessariamente na operacionalização do sistema de aquecimento, já que a rotina na ETE é tradicionalmente a mesma quando se utiliza o leito de secagem para os processos tanto de secagem como de higienização.

Ao menos uma vez ao dia as cortinas da estufa plástica devem ser levantadas para que haja renovação do ar e para eventual diminuição da umidade relativa.

Em relação ao sistema de aquecimento, alguns parâmetros devem ser observados para que seu funcionamento ocorra de maneira eficiente:

- Parâmetros corretos no ligamento e desligamento do sistema, já que válvulas manipuladas incorretamente podem prejudicar a tubulação, fazendo com que a solda não suporte a pressão ou temperatura.

- O abastecimento de óleo no sistema deve ser realizado sempre que o nível externo indicar queda, e esse procedimento poderá ser realizado com o sistema de aquecimento em funcionamento, porém cuidados devem ser tomados pelo responsável por esse procedimento para que não ocorram acidentes com o óleo aquecido.
- Deve-se monitorar o medidor de pressão (barômetro), que não deve exceder 10 kg. Num valor próximo, a válvula de alívio localizada acima do relógio é acionada jogando óleo para fora do sistema em um reservatório. Caso isso ocorra, todo o sistema deverá ser desligado.
- Como as bombas que auxiliam a circulação do óleo funcionam alternadamente (dia/noite), a troca da primeira para a segunda é realizada com o sistema em funcionamento.
- O operador do sistema deve ser cuidadoso, pois a manipulação correta, além de oferecer resultados mais satisfatórios, garantem a segurança dos operadores e do sistema.
- A combustão do biogás exige cuidados especiais principalmente no que se refere a seu monitoramento, porém, visando a um acompanhamento menos freqüente do operador, o sistema foi equipado com vários dispositivos de segurança, principalmente para períodos de ausência do operador à noite e em finais de semana.

Resultados obtidos

Temperatura do lodo

No Estado do Paraná, o período normalmente utilizado para desaguamento de lodo em leitos de secagem convencionais é de 30 dias, porém pode-se utilizar até 45 dias, dependendo das condições climáticas da região e da época do ano, tendo, ao final do período, um lodo com 45%-50% de sólidos.

A temperatura inicial do lodo com aquecimento, mesmo com grande quantidade de água livre, apresentou elevação nos cinco primeiros dias, chegando à máxima de 53°C considerando todo o perfil do lodo. A média de temperatura do perfil do lodo, para um período de avaliação de 15 dias, foi de 40,37°C. O comportamento do tratamento testemunha seguiu o padrão apresentado pela temperatura externa, observando-se relação entre as temperaturas. As temperaturas médias sem aquecimento ficaram em torno de 30°C, portanto, insuficientes para a inviabilização de helmintos (Figura 5.8).

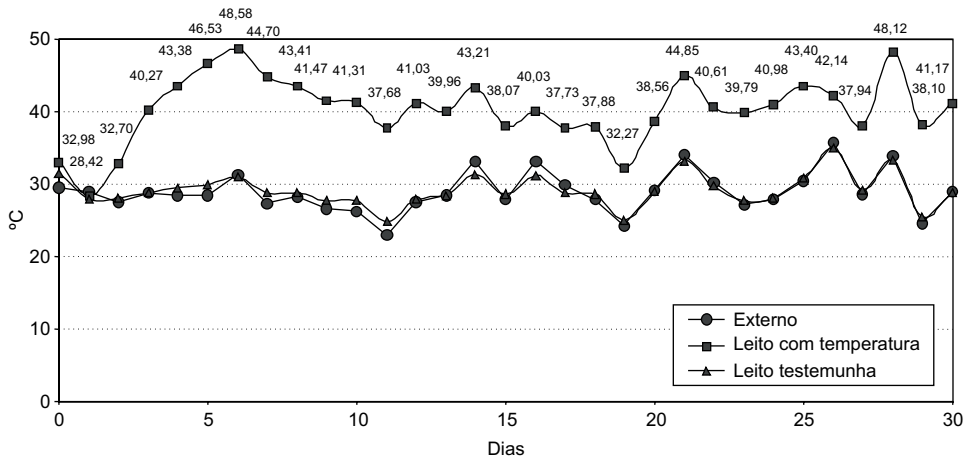


Figura 5.8 Comparação da temperatura média do lodo de esgoto com e sem aquecimento em leito de secagem.

Secagem do lodo

O desaguamento do lodo de esgoto é um dos mais importantes parâmetros na diminuição dos custos operacionais, visto que o teor de sólidos do lodo anaeróbio no momento da descarga se encontra na faixa de 5%-10%.

Buscando solução para os problemas de alto teor de umidade do lodo, o experimento avaliou alternativas com a finalidade de diminuir o tempo de secagem do material no leito, otimizando os leitos de secagem e apresentando a vantagem de diminuir a quantidade do lodo, pois a tecnologia de secagem térmica dispensa as grandes quantidades de cal utilizadas atualmente na higienização, reduzindo, assim, os custos de insumos e de transporte.

Como o sistema de secagem natural utilizado nesse experimento é influenciado por dois processos físicos diferentes, a evaporação e a drenagem, e como essas operações são extremamente afetadas pelo clima e pela estação do ano, podendo a secagem levar de algumas semanas a alguns meses, a presença da estufa plástica pode controlar esse processo no sentido de maximizar a velocidade de secagem e higienização do material.

A umidade do lodo mostra o comportamento da redução da umidade sob a ação do aquecimento através da canalização colocada abaixo dos tijolos no leito de secagem. O experimento recebeu a ação da temperatura durante 30 dias, com monitoramento constante da umidade do lodo.

A Figura 5.9 mostra a média na concentração de sólidos no lodo em relação ao perfil da massa do lodo, bem como o incremento observado para o período de 30 dias de avaliação com e sem aquecimento.

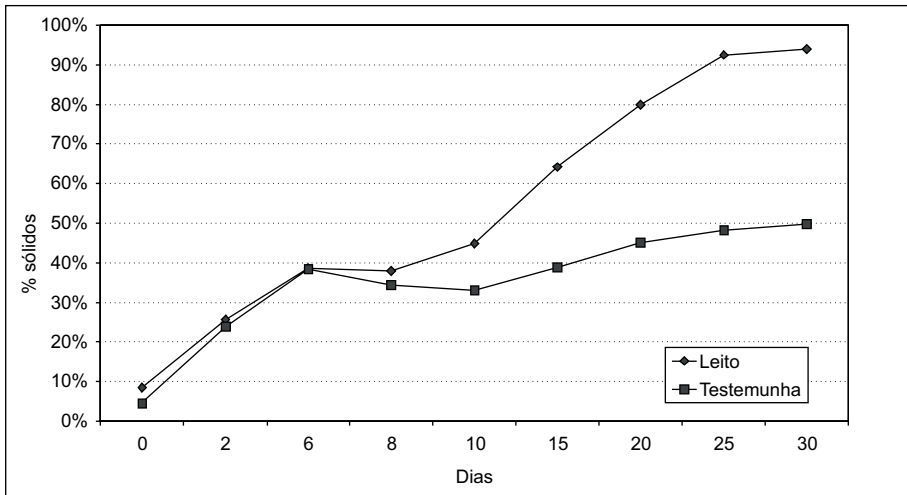


Figura 5.9 Teor de sólidos dos dois sistemas avaliados.

Os dados obtidos mostram que em 15 dias de avaliação o lodo do leito com aquecimento apresentou teor de sólidos em torno de 63,5%, resultado bem superior ao teor de sólidos do leito testemunha, que foi de 35% para o mesmo período de avaliação, caracterizando a eficiência do aquecimento para a secagem do lodo e diminuindo seu período dentro do leito de secagem. Esses resultados corroboram os estudos feitos por Ferreira (2001), mostrando o diferencial na secagem criado pela utilização de biogás e estufa plástica quando comparado ao leito de secagem convencional.

Higienização do lodo

Os ovos de helmintos foram escolhidos como indicadores da qualidade sanitária do lodo por apresentarem elevada resistência, principalmente os ovos de *Ascaris* sp., graças a sua constituição resistente. No presente estudo, os ovos da *Ascaris* sp. foram predominantes, com prevalência de aproximadamente 85% em relação a outros gêneros de helmintos.

Dentro da classe dos helmintos, os ovos de tênia são considerados os mais nocivos para a saúde pública. Porém, neste estudo, essa categoria de parasita não foi encontrada

na caracterização do descarte. A contagem e a viabilidade de ovos de helmintos visam a demonstrar a eficiência das temperaturas atingidas pelo lodo através do sistema de aquecimento colocado abaixo do leito de secagem.

Na amostragem de caracterização, como o lodo se apresentava na forma líquida, a coleta não pode ser estratificada, porém, nas outras amostragens as análises mostraram tanto o número de ovos quanto sua viabilidade no perfil superior e inferior da camada de lodo, já que a temperatura tem ação diferenciada ao longo do perfil no início do aquecimento. Como este trabalho visou à aplicação prática dos resultados, considerou-se uma média do perfil, porém, como dado científico pode-se afirmar seguramente que os ovos de helmintos apresentam sedimentação no fundo do leito de secagem. Em todas as amostras analisadas a presença de *Ascaris* sp. se mostrou superior aos demais helmintos, sendo diretamente proporcional aos níveis de infecção da população contribuinte, pois uma fêmea de *Ascaris* sp. pode liberar cerca de 200.000 ovos/dia, refletindo, portanto, o precário quadro sanitário da população.

A Figura 5.10 mostra a quantidade de ovos de helmintos viáveis no lodo (g/MS) nos dois sistemas e o porcentual de redução alcançado ao final do período de avaliação em função do tratamento adotado com avaliação de 30 dias.

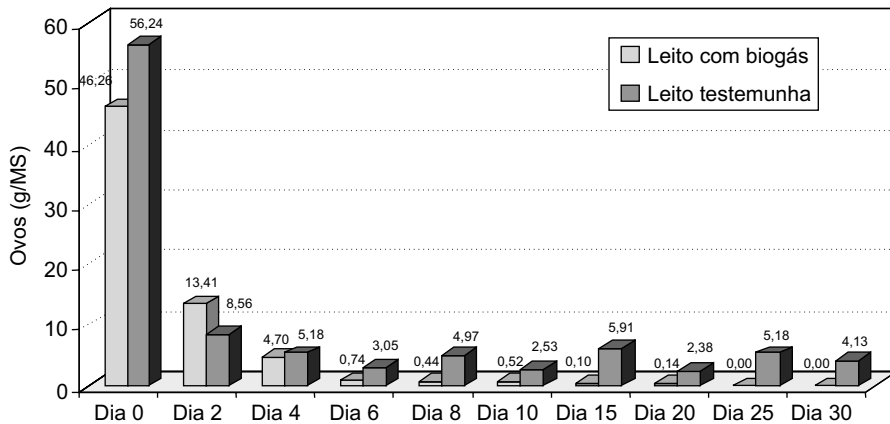


Figura 5.10 Viabilidade de ovos de helmintos em leitos de secagem com e sem temperatura.

Os dados corroboram os resultados anteriormente obtidos, mostrando que em 15 dias tanto a higienização quanto a secagem atingem índices adequados para o processo da reciclagem agrícola.

Estimativas de custo

Os custos para o sistema de aquecimento é realizado por módulos, atendendo a cerca de 10.000 habitantes, porém, quanto maior a quantidade de lodo a ser tratada, maior será o número de leitos de secagem a serem reestruturados. Para esse caso, o custo total do sistema de aquecimento gira em torno de R\$ 12.800,00 e cada leito de secagem a ser reestruturado (tubulação mais a estufa plástica) custa em torno de R\$ 4.000,00, portanto, uma relação de investimento da ordem de R\$ 1,68/habitante.

A tendência desse valor é sofrer pequeno aumento em razão do número de leitos a serem reestruturados em cada estação de tratamento, porém, devem ser observadas sempre a quantidade de lodo produzida e a capacidade do sistema.

Higienização térmica de lodo úmido e desaguamento em leito de secagem

Descrição

O sistema de aquecimento utilizado para o aumento da temperatura do lodo antes do desaguamento especificado aqui já foi descrito anteriormente neste capítulo e o sistema que comporta o lodo para a promoção desse aquecimento, denominado de termo-hidrolisador, será descrito no item 7.1 do capítulo 5.

Foram construídos 24 leitos de secagem em bancada utilizando-se tubos de fibra de vidro de 400 mm com o objetivo de testar a drenabilidade do lodo de esgoto aquecido termicamente pelo biogás. Esses leitos foram construídos dentro de uma estrutura de madeira, coberta com plástico de estufa, para evitar que as condições climáticas do local, principalmente precipitação, entrassem em contato com o lodo disposto nos leitos, prejudicando sua secagem.

As partes inferiores dos tubos foram capeadas com fibra de vidro e furadas com brocas nº 8 (± 20 furos), possibilitando assim a passagem do percolado. Foram colocadas camadas de 30 cm de brita 2 e, logo acima desta, outra de 30 cm de areia grossa para a filtragem do percolado do lodo em todos os 24 tubos (Figura 5.11).

Os tubos foram colocados em suportes de madeira com furos de 30 cm de diâmetro, para a passagem do percolado, coincidindo com o meio de cada tubo para garantir a estabilidade dos mesmos. Na parte inferior do suporte, localizado abaixo dos furos de 30 cm do suporte, foram colocadas bacias para a coleta do percolado e posterior medição do volume coletado.

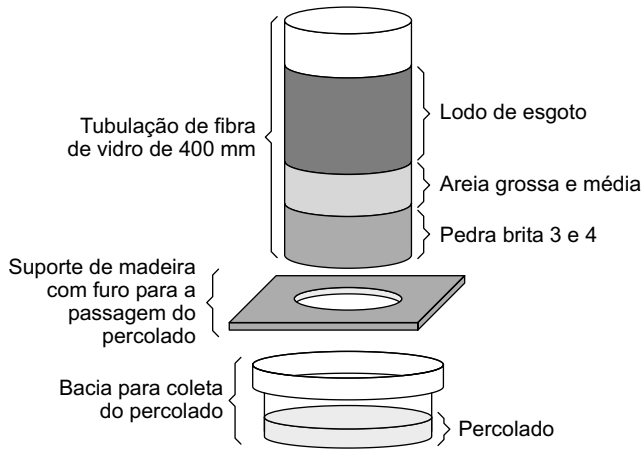


Figura 5.11 Leitos de secagem em bancada.

Aspectos operacionais

Foram retirados 36 litros do lodo líquido após 0, 3, 5, 10, 15 e 30 dias do início do aquecimento dentro do termo-hidrolisador e descartado dentro dos leitos em bancada para serem avaliados quanto a sua drenabilidade. Para cada tratamento foram realizadas quatro repetições, totalizando 24 leitos em bancada.

Foram avaliados os teores de sólidos dos leitos em bancada de todos os tratamentos, para determinar a perda de umidade do lodo aquecido. Essas avaliações foram realizadas nos dias 0, 1, 4, 10, 20 e 30 após cada descarga nos leitos em bancada.

Para a avaliação do efeito da temperatura na higienização, foram realizadas coletas no início do experimento e a cada três dias para verificação do tempo ideal de contato do lodo com a temperatura capaz de promover a total inviabilização dos ovos de helmintos.

As coletas das amostras de lodo foram feitas, primeiramente, por intermédio de uma pá de jardinagem. Após a verificação de um erro nos resultados das análises de teores de sólidos, foi providenciado um cano de PVC de 1", com 40 cm de comprimento, com um registro instalado em uma das extremidades, para proporcionar um vácuo e possibilitar a coleta de todo o perfil do lodo, desde a camada mais densa (inferior) até a menos densa (superior), obtendo-se assim um resultado de teor de sólidos mais próximo da realidade.

Resultados obtidos

Secagem do lodo

Na Figura 5.12 é possível visualizar a média dos resultados obtidos de teor de sólidos (0, 3, 5, 10, 15 e 30 dias sob efeito da temperatura) durante 30 dias de secagem em leito de bancada.

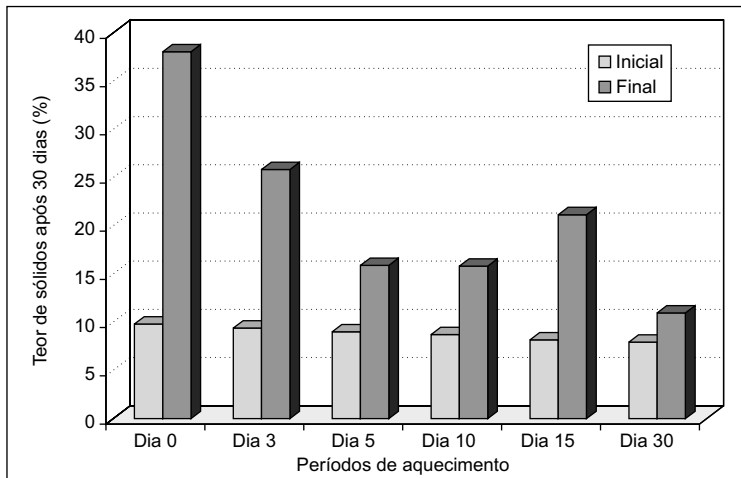


Figura 5.12 Teor de sólidos do lodo descartado nos leitos de secagem em bancada durante um período de 30 dias de monitoramento.

O teor de sólidos obtido para cada amostra de lodo termo-hidrolisado demonstra a grande influência da temperatura nas propriedades de drenabilidade do lodo anaeróbio. Após 24 horas de aquecimento do lodo, percebe-se grande viscosidade do mesmo quando comparado ao lodo não tratado termicamente.

Para o lodo bruto, observa-se boa drenabilidade, característica do lodo anaeróbio bem estabilizado, demonstrado pelo aumento contínuo do teor de sólidos, chegando, após 30 dias de monitoramento e secagem, à faixa de 38%, a mesma faixa de teor de sólidos observada por Andreoli *et al.* (2002) para um lodo disposto em leito de secagem com utilização de estufa plástica após 30 dias de secagem.

Para o lodo disposto no leito em bancada, sob efeito de 3 dias de aquecimento, ocorreu redução na drenabilidade, que ocasionou queda do teor de sólidos durante todo o acompanhamento da secagem (30 dias), quando comparado com o lodo de 0 hora (controle).

A queda de teor de sólidos nos primeiros dez dias para as amostras de 5, 15 e 30 dias é explicada pela grande dificuldade encontrada em coletar amostras representativas nos leitos em bancada, pois o lodo termo-hidrolisado apresenta grande viscosidade e, após sua sedimentação, forma uma camada com pouca permeabilidade no fundo do leito em bancada, impossibilitando a drenagem do lodo que se encontra acima dessa camada e formando então duas camadas de lodo, uma com grande viscosidade e menor teor de umidade no fundo do leito e outra logo acima com maior teor de umidade. Para diminuir esse efeito foi coletado todo o perfil do lodo, desde a camada mais densa (inferior) até a menos densa (superior), obtendo-se assim resultado de teor de sólidos mais próximo da realidade.

Higienização do lodo

Para a higienização, o lodo foi colocado sob temperatura e avaliado diariamente até o quinto dia e, posteriormente, no décimo dia.

A Tabela 5.6 mostra a presença dos agentes patogênicos no lodo bruto, evidenciando a presença do *Ascaris* sp. com cerca de 85% de representatividade. A predominância de ovos de *Ascaris* sp. no lodo de esgoto também foi observada em levantamento realizado por Thomaz-Soccol *et al.* (1998) na região metropolitana de Curitiba e por Cherubini (2002) em estudo realizado na mesma estação de tratamento.

Tabela 5.6 Espécies e porcentagens de ovos de helmintos presentes na amostra de lodo de zero hora (amostra controle).

Helmintos	Média		Total de ovos/g MS	% do total de ovos/g MS
	Ovos viáveis/g MS	Ovos inviáveis/g MS		
<i>Ascaris</i> sp.	5,61	1,96	7,57	85,34
<i>Toxocara</i> sp.	0,0	0,26	0,26	2,93
<i>Trichuris trichiura</i>	0,13	0,52	0,65	7,34
<i>Trichuris vulpis</i>	0,13	0,13	0,26	2,93
<i>Trichuroidea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hymenolepis nana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hymenolepis diminuta</i>	0,13	0,0	0,13	1,46
<i>Taenia</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0
Total geral	6,01	2,87	8,87	100

A Figura 5.13 mostra o comportamento da inviabilização dos ovos de helmintos ao longo do período de avaliação.

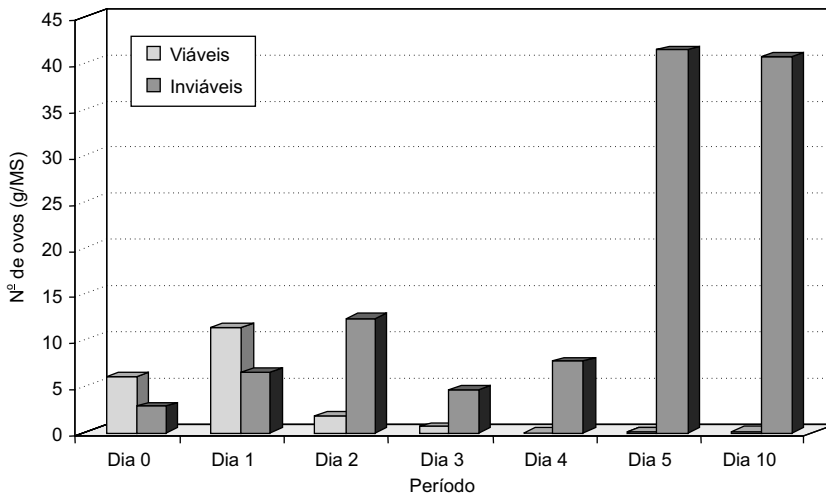


Figura 5.13 Viabilidade de ovos de helmintos durante o tratamento térmico.

A higienização ocorreu em curto período de tempo, podendo-se verificar que no quarto dia de avaliação o lodo já estava dentro dos padrões normativos do Estado e dos padrões internacionais.

As temperaturas máximas dentro do sistema chegaram a 55°C até o quinto dia, atingindo 85°C ao final da avaliação. Os dados mostram o potencial de aquecimento do sistema em sua fase final, porém, as temperaturas menores foram ocasionadas por um problema de manutenção no sistema de aquecimento, que após ter sofrido os ajustes necessários promoveu aumento da temperatura do lodo.

Nesse enfoque, temperaturas de 80°C promoveram higienização mais acelerada do lodo, viabilizando seu desaguamento já no terceiro dia de aquecimento, com os resultados mais favoráveis para o processo em leito de secagem.

Exemplo de Aplicação e Dimensionamento

Sistema para higienização térmica de lodo úmido

Apresenta-se a seguir um exemplo de dimensionamento para uma população de 10.000 habitantes, sendo conhecidos os seguintes parâmetros:

- População de projeto = 10.000 habitantes
- Temperatura média do esgoto = 23°C
- DQO afluente (S_0) = 550 mg/L
- DQO efluente (S) = 165 mg/L
- Coeficiente de produção de sólidos, em termos de DQO (Y_{obs}) = $0,16 \frac{\text{kg}_{\text{DQO lodo}}}{\text{kg}_{\text{DQO aplicada}}}$
- Coeficiente de produção de sólidos (Y) = $0,15 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{kg}_{\text{DQO aplicada}}}$
- Quota per capita = 150 L/hab.dia
- Vazão afluente média (Q_{med}) = 10.000 hab. x 150 L/hab. dia = 1.500 m³/dia

a) Avaliação da produção de metano:

$$DQO_{CH_4} = Q_{med} [(S_0 - S) - (Y_{obs} \times S_0)]$$

onde: DQO_{CH_4} = parcela de DQO convertida em gás metano

$$DQO_{CH_4} = 1500 \text{ m}^3/\text{d} \times \left[\left(0,550 - 0,165 \frac{\text{kg}_{\text{DQO}}}{\text{m}^3} \right) - \left(0,16 \frac{\text{kg}_{\text{DQO lodo}}}{\text{kg}_{\text{DQO aplicada}}} \times 0,550 \frac{\text{kg}_{\text{DQO}}}{\text{m}^3} \right) \right]$$

$$DQO_{CH_4} = 445,50 \frac{\text{kg}_{\text{DQOCH}_4}}{\text{dia}}$$

Correção da temperatura operacional do reator:

$$K(t) = \frac{(P \times K)}{[R \times (273 + t)]} \therefore K(t) = \frac{\left(1 \text{ atm} \times 64 \frac{\text{g}_{\text{DQO}}}{\text{mol}} \right)}{\left[0,08206 \frac{\text{atm} \times \text{L}}{\text{mol} \times \text{K}} \times (273 + 23) \right]} \therefore K(t) = 2,6349 \frac{\text{kg}_{\text{DQO}}}{\text{m}^3}$$

em que:

$K(t)$ = fator de correção para a temperatura operacional do reator;

P = pressão atmosférica (1 atm);

K = COD correspondente a um mol de CH_4 (64 g DQO/mol);

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

t = temperatura operacional do reator (°C).

$$Q_{\text{CH}_4} = \frac{\text{DQO}_{\text{CH}_4}}{K(t)} \therefore Q_{\text{CH}_4} = \frac{445,50 \frac{\text{kg}_{\text{DQO}}}{\text{d}}}{2,6349 \frac{\text{kg}_{\text{DQO}}}{\text{m}^3}} \therefore Q_{\text{CH}_4} = 169 \text{ m}^3/\text{dia}$$

em que: Q_{CH_4} = produção volumétrica de metano

Considerando-se a produção de metano igual a 75% de todo o biogás produzido, tem-se:

$$Q_{\text{biogás}} = \frac{169}{0,75} \therefore Q_{\text{biogás}} = 225 \text{ m}^3/\text{dia}$$

onde: $Q_{\text{biogás}}$ = produção volumétrica de biogás.

Considerando-se a produção real de biogás em cerca de 60% da produção teórica, tem-se:

$$Q_{\text{real}} = 225 \times 0,6 \therefore Q_{\text{real}} = 135 \text{ m}^3/\text{dia}$$

em que: Q_{real} = produção real de biogás

b) Avaliação da produção de lodo

$$L_o = S_o \times Q_{\text{med.}} \therefore L_o = 0,550 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times 1500 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \therefore L_o = 825 \frac{\text{kg}}{\text{dia}}$$

em que: L_o = carga média de DQO aplicada ao sistema.

$$P_{\text{lodo}} = Y \times L_{o\text{lodo}}$$

em que: P_{lodo} = produção de sólidos no sistema.

$$P_{\text{lodo}} = 0,15 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{kg}_{\text{DQOaplicada}}} \times 825 \frac{\text{kg}_{\text{DQOaplicada}}}{\text{d}} \therefore P_{\text{lodo}} = 123,75 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{dia}}$$

$$V_{\text{lodo}} = \frac{P_{\text{lodo}}}{(G \times C)}$$

em que:

V_{lodo} = produção volumétrica de lodo;

G = densidade do lodo;

C = concentração do lodo (%).

$$V_{\text{lodo}} = \frac{\left(123,75 \frac{\text{kg}_{\text{SST}}}{\text{d}}\right)}{\left(1020 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times 0,035\right)} \therefore V_{\text{lodo}} = 3,47 \text{ m}^3/\text{dia}$$

c) Dimensionamento das unidades

I. Reservatório de biogás

$$V_{\text{biogás}} = 135 \frac{\text{m}^3}{\text{dia}}$$

Para um único reservatório, de forma cilíndrica, tem-se a seguinte dimensão:

$$V = \pi \times r^2 \times h \therefore r = 3,0 \text{ m e } h = 5,0 \text{ m} \therefore V = 141 \text{ m}^3$$

Para maiores facilidades operacionais, sugere-se a construção de dois reservatórios com capacidades iguais de reserva, apresentando cada um o volume de 70 m³, em um total de capacidade final de reserva de 140 m³, os quais devem ser compostos das seguintes dimensões:

$$V = \pi \times r^2 \times h \therefore r = 3,0 \text{ m e } h = 2,5 \text{ m} \therefore V = 70 \text{ m}^3$$

II. Reator térmico

$$V_{\text{lodo}} = 3,5 \frac{\text{m}^3}{\text{dia}}$$

Para uma rotina operacional de descarte a cada sete dias, tem-se o seguinte volume de lodo a ser tratado semanalmente:

$$V = 3,5 \times 7 \therefore V = 25 \text{ m}^3$$

Considerando-se o fato de que o tratamento térmico do lodo será realizado em duas bateladas, o reator térmico de forma cilíndrica deverá apresentar capacidade volumétrica igual à metade do volume total, portanto, 12,5 m³, devendo respeitar as seguintes dimensões:

$$V = \pi \times r^2 \times h \therefore r = 1,25 \text{ m e } h = 2,7 \text{ m} \therefore V = 13 \text{ m}^3$$

Sistema térmico para secagem e higienização de lodo em leito de secagem

O processo de secagem e higienização do lodo por intermédio do aquecimento pelo biogás foi dimensionado para uma população de 10.000 habitantes, sendo conhecidos os seguintes parâmetros:

- População de projeto = 10.000 habitantes
- Produção de lodo = 15 g SS/hab/dia
- Captura de sólidos = 90%
- Período descarte = 30 dias
- Massa específica = 1020 kg/m³

a) Avaliação da produção do lodo

Produção de sólidos

$$Y = 15 \text{ g SS / hab/dia}$$

$$Y = 15 \times 10.000 \text{ hab.}$$

$$Y = 150 \text{ kg SS/dia}$$

Captura de sólidos do sistema

$$\text{Cap.} = 90\% \text{ da produção de SS}$$

$$\text{Cap.} = 0,9 \times 150$$

$$\text{Cap.} = 135 \text{ kg SS/dia}$$

Período entre descargas: 30 dias

$$Y = \text{produção diária} \times \text{período de descargas}$$

$$Y = 135 \times 30$$

$$Y = 4.050 \text{ kg SS a cada 30 dias}$$

Vazão de lodo

$$V = \frac{\text{Carga de SS (kg SS/d)}}{(\% \text{ sólidos secos}/100) \times \text{Massa específica (kg/m}^3\text{)}}$$

$$V = \frac{135}{(4/100) \times 1020}$$

$$V = 3,3 \text{ m}^3/\text{dia}$$

$$V = 3,3 \times 30$$

$$V = 99 \text{ m}^3 \text{ por descarga}$$

A quantidade de lodo produzida, segundo balanço de massa, é de 3,3 m₃/dia, considerando uma produção de 15 g SS. Considerando um período de descarte de 30 dias, a produção de lodo para o período é de 99 m₃ de lodo.

b) Avaliação da produção de biogás

O volume produzido pelo reator e utilizado pelo sistema de aquecimento foi medido por intermédio de um medidor de vazão de biogás instalado na entrada do sistema de aquecimento. A produção está descrita na Figura 5.14.

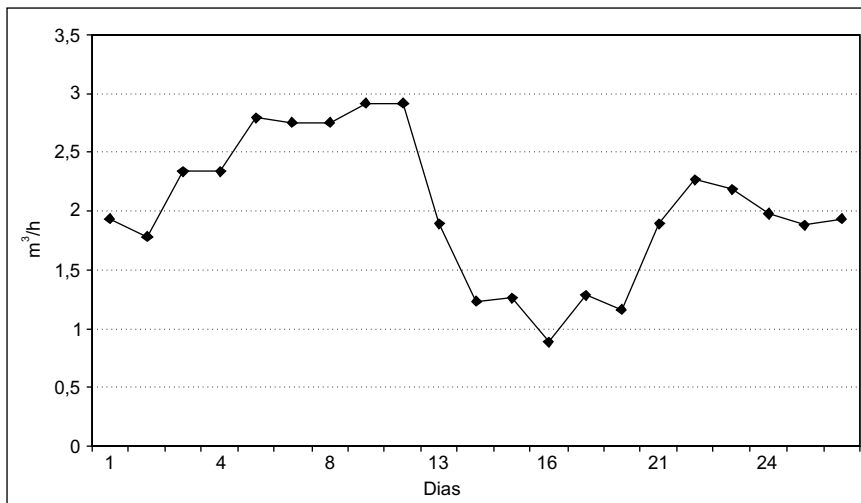


Figura 5.14 Volume de biogás (m³/h), utilizado no sistema de aquecimento para secagem e higienização do lodo de esgoto.

As variações na produção ocorrem pelo fato de o gás não estar sendo armazenado, portanto, sofre todas as influências operacionais e climáticas.

c) Avaliação geral do sistema

Dimensão do leito de secagem: 5,00 x 10,00 m
Altura média da camada de lodo: 0,40 m
Capacidade do leito de secagem: 20 m³
Peso total do lodo úmido: 20.000 kg
Porcentagem média de SS do lodo: 5%
Peso total de SS do lodo no leito: 1.000 kg
Perda média de água por percolação: 15.000 kg
Peso de água restante: 4.000 kg
Peso total do lodo após percolação (água + SS): 5.000 kg
% de teor de sólidos requerido para descarte de lodo: 65%

Considerando que 1.000 kg de SS representa 65% do peso total final do lodo a ser descartado (65% de TS), temos:

65% do peso final (SS): 1.000 kg
35% do peso final (água): 538 kg
Peso total final com 65% de TS (SS + água): 1.538 kg
Peso do lodo após percolação (SS + água): 5.000 kg
Peso total de água a ser retirada em 15 dias: 3.462 kg

Segundo os cálculos percebe-se que o lodo permanecerá no leito de secagem durante 15 dias, atingindo um lodo com 65% de sólidos e higienização dentro dos parâmetros normativos. Assim, o ideal é a construção de dois leitos de secagem com tubulação – o segundo leito seria utilizado após o processamento do primeiro. Considerando a capacidade de cada leito, aproximadamente metade da produção da estação seria desaguada e higienizada pelo método térmico.

Uma segunda situação de avaliação seria a permanência do lodo por um período de 10 dias no leito de secagem, viabilizando a estruturação de três leitos com sistema de aquecimento. O custo para esse processo seria apenas o da estruturação de mais um leito de secagem (em torno de R\$ 4.000), pois o sistema considera cada leito como sendo um módulo separado. Nesse caso, o lodo seria retirado do leito com um teor de sólidos em torno de 45%, com presença de ovos viáveis, porém num índice menos elevado quando comparado ao tratamento convencional utilizando menor quantidade de cal para a higienização.

d) Recomendações do sistema

A utilização do biogás mostrou-se extremamente viável, tanto em relação à higienização e desaguamento em leito de secagem, gerando um lodo com alto teor de sólidos, quanto para a higienização de lodos líquidos e posterior desaguamento convencional.

Recomenda-se para sistema futuros estudo maior referente a:

- estabilizar a rede coletora, principalmente em dias de chuva e em relação às ligações clandestinas que interferem na produção do biogás, tornando o sistema bastante instável;
- controlar melhor o próprio biodigestor para evitar perdas de biogás;
- melhorar o sistema de purificação do biogás, com a finalidade de evitar perdas e retirar o máximo de impurezas;
- aumentar a eficiência dos queimadores, por intermédio da colocação de mais uma canalização na entrada da caldeira de aquecimento, e realizar a manutenção do equipamento principalmente no que se refere aos entupimentos;
- diminuir as perdas de calor que ocorrem no sistema por intermédio do isolamento da canalização;
- diminuir a altura da estufa diminuindo a dispersão do calor;
- avaliar o retorno do lodo termo-hidrolisado no aumento da produção de biogás;
- viabilizar a armazenagem do biogás.

Referências Bibliográficas

- AITKEN, M. D.; MULLENNIX, R. W. Another look at thermophilic anaerobic digestion of wastewater sludge. *Water Environment Research*, v. 64, n. 7, p. 915-920, 1992.
- AMAHMID, O.; ASMAMA, S.; BOUHOUM K. The effect of waste reuse in irrigation on the contamination level of food crops by giardia cysts and Ascaris eggs. *International Journal of Food Microbiology*, v. 49, p. 19-26, 1999.
- AMON T. et al. Biogás production from animal wastes, energy plants and organic wastes. In: WORLD CONGRESS ANAEROBIC DIGESTION, 9., 2001, Antwerpen. *Proceedings...* Antwerpen, 2001. p. 381-386.
- ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F.; DOMASZAK, S. C. *Reciclagem agrícola do lodo de esgoto: estudo preliminar para definição de critérios para uso agrônômico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária*. 2. ed. Curitiba: SANEPAR, 1999. 81 p.

- ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; FRANÇA, M.; CHERUBINI, C. Desinfecção e secagem térmica de lodo de esgoto anaeróbio pelo uso do biogás. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. *Anais...* Cancun, México, 2002.
- ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; CHERUBINI, C. Avaliação da eficiência do uso de estufa plástica, revolvimento de lodo e injeção de calor na secagem e desinfecção de lodo anaeróbio em leito de secagem. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *Anais Eletrônicos...* Porto Seguro: ABES, 2000. p. 1134-1143.
- ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; lodo de esgotos: tratamento e disposição final. 1.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Companhia de Saneamento do Paraná, 2001b. 484p.
- ASCE; AWWA; U.S. EPA. Technology transfer handbook: management water treatment plant residual. *Publicado por American Societes of Cicil Engineets e American Water Work Association.* 1996.
- AYRES, R. M. et al. Wastewater reuse in agriculture and the risk of intestinal nematode infection. *Parasitology today*, v. 8, p. 32-35, 1992 *apud* GHIGLIETTI, R. et al. Viability of *Ascaris suum*, *Ascaris lumbricoides* and *trichuris muris* eggs to alkaline pH and different temperatures. *Parassitologia*, v. 37, p. 229-232, 1995.
- BERMEJO, M.; MACQUET, B. Compostage des boues de station d'épuration en rance: état des lieux. *Déchets sciences et techniques*, v. 10, n. 2, p. 11-14, 1998 *apud* HAXAIRE, P. et al. Thermal treatment of sludge by thermolysis. In: WORLD WATER CONGRESS OF THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA), 1., 2000, Paris. Conference Preprint. Book 4. Paris: IWA, 2000, p. 396-403.
- BIO. Caderno Especial. O saneamento em números. *Revista Bio*, jan/mar 2001, ABES. p.17-36.
- BLACK M. I. et al. Survival rates of parasite eggs in sludge during aerobic and anaerobic digestion. *Applied and environmental microbiology*. v. 44, n. 5, p. 1138-1143, nov. 1982.
- BLUMENTHAL, U. J. et al. Generalised model of effect of different control measures in reducing health risks from waste reuse. *Water Sci. Technol.*, v. 21, p. 567-577, 1989 *apud* AMAHMID, O.; ASMAMA, S.; BOUHOUM K. The effect of waste reuse in irrigation on the contamination level of food crops by giardia cysts and *Ascaris* eggs. *International Journal of Food Microbiology*, v. 49, p. 19-26, 1999.
- BURDEN D. J.; GINNIVAN M. J. The destruction of pig helminth ova and larvae in a pig slurry treatment process. *Vet. Rec.* v. 103, p. 373-381, 1978 *apud* FORSHELL, L. P. Survival of salmonellas and *Ascaris suum* eggs in a thermophilic biogas plant. *Acta vet. Scand.*, v. 36, n. 1, p. 79-85, 1995.
- DE CARNERI, I. *Parassitologia generale e umana*. 11 ed. Casa Editrice Ambrosiana, 1992. 418 p. *apud* GHIGLIETTI, R. et al. Viability of *Ascaris suum*, *Ascaris lumbricoides* and *trichuris muris* eggs to alkaline pH and different temperatures. *Parassitologia*, v. 37, p. 229-232, 1995.

- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Topic Report No 6/1999, Waste. Annual topic update 1998, ISBN 92-9167-140-1, apud HAXAIRE, P. et al. Thermal treatment of sludge by thermolysis. In: WORLD WATER CONGRESS OF THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA), 1., 2000, Paris. Conference Preprint. Book 4. Paris: IWA, 2000, p.396-403.
- EPA (Environmental Protection Agency). *Health effects of land application of municipal sludge*. Washington, DC, 1985. (EPA, n.1-85/015).
- EVANS, G. Biowaste and biological waste treatment. London: James & James Scienc Publishers Ltda., 2001. 194p.
- FERREIRA, A. C. *Monitoramento do uso de estufa plástica e aproveitamento do biogás na secagem e desinfecção de lodo anaeróbio em leito de secagem*. 2001. 98 f. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; JURGENSEN, D. Produção e características dos biossólidos. In.: ANDREOLI, C. V. ; DE LARA, A.; ILHENFELD, R. G. K (Coord.). USO E MANEJO DO LODO DE ESGOTO NA AGRICULTURA. Rio de Janeiro, RJ, 1999. Editora ABES. 97p.
- FITZGERALD P. R.; ASHLEY R. F. Differential survival of *Ascaris ova* in wastewater sludge. *Journal Water Pollut. Control Fed.*, v. 49, p. 1119-1138, 1977 apud BLACK M. I. et al. Survival rates of parasite eggs in sludge during aerobic and anaerobic digestion. *Applied and environmental microbiology*. v. 44, n. 5, p. 1138-1143, nov. 1982.
- FITZPATRICK, J. Sludge processing by anaerobic digestion and superheated steam drying. *Wat. Res., Great Britain*, v. 32, n. 10, p. 2897-2902, 1998.
- FORSHELL, L. P. Survival of salmonellas and *Ascaris suum* eggs in a thermophilic biogas plant. *Acta vet. Scand.*, v. 36, n. 1, p. 79-85, 1995.
- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS – CETEC. *Manual para construção e operação de biodigestores*. Belo Horizonte: CETEC, 1981. 37 p. (Série de publicações Técnicas, 003).
- GHIGLIETTI, R. et al. Viability of *Ascaris suum*, *Ascaris lumbricoides* and *trichuris muris* eggs to alkaline pH and different temperatures. *Parassitologia*, v. 37, p. 229-232, 1995.
- GONÇALVES, R. F.; LUDOVICE, M. Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto. In: Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Orgs). Campinas, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 25-44.
- GUYARD, C. Boues industrielles, réduire les volumes produits. *L'Eau,l'Industrie, les Nuisances*, v. 225, p. 24-29, septembre, 1999 apud HAXAIRE, P. et al. Thermal treatment of sludge by thermolysis. In: WORLD WATER CONGRESS OF THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA), 1., 2000, Paris. Conference Preprint. Book 4. Paris: IWA, 2000, p. 396-403.
- HAXAIRE, P. et al. Thermal treatment of sludge by thermolysis. In: WORLD WATER CONGRESS OF THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA), 1., 2000, Paris. Conference Preprint. Book 4. Paris: IWA, 2000, p. 396-403.

- ILHENFELD, R. G. K., ANDREOLI, C. V., LARA, A. I. Higienização do lodo de esgoto. In: PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. 1, Rio de Janeiro: ABES, 1999. v. 1, c. 4, p. 34-45.
- JOHNSON, P. W.; DIXON R.; ROSS A. D. An in-vitro test assessing the viability of *Ascaris suum* eggs exposed to various sewage treatment processes. *International Journal for Parasitology*, v. 28, p. 627-633, 1998.
- KELLER P. A review of the literature pertaining to the occurrence and viability of parasite ova and cysts in sewage, with special reference to *Ascaris lumbricoides*. Institute for sewage purification. *Journal and proceedings*. v. 1, p. 92-99, 1951 *apud* FORSHELL, L. P. Survival of salmonellas and *Ascaris suum* eggs in a thermophilic biogas plant. *Acta vet. Scand.*, v. 36, n. 1, p. 79-85, 1995.
- KEPP, U. et al. Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis – Three years of experience with full scale plant. Disposal and utilisation of sewage sludge: Treatment Methods and application modalities. Bristol (UK), v. 42, n. 9, p. 89-96, 2000. Disponível em: <<http://www.cambi.no/publications>>.
- KUO, K. K. *Principles of combustion*. Singapore: Wiley-Interscience Publication, 1986. 811 p.
- MEBREZ, Y.; LACLOS H. F. Review of biogas production and utilisation in Switzerland. In: WORLD CONGRESS ANAEROBIC DIGESTION, 9., 2001, Antwerpen. *Proceedings...* Antwerpen, 2001. p. 581-584.
- MULDER, A. Optimisation of the methane recovery from anaerobic treatment sewage. In: WORLD CONGRESS ANAEROBIC DIGESTION, 9., 2001, Antwerpen. *Anaerobic Conversion for Sustainability. Proceedings – Part 2*, Antwerpen: 2001, p. 617-619.
- PIERRE, C. V.; QUEZADA DORIA, R. A. Análise de viabilidade econômica do aproveitamento de biogás gerado em um reator anaeróbico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., 1995, Salvador. *Anais...* Salvador, BA: ABES, 1995. 11 p.
- PINHEIRO, P. C. C. Utilização de combustíveis alternativos em caldeiras. 1982, 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Térmica) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- PIRES, N. J. *Biogás: o aproveitamento dos resíduos orgânicos*. Disponível em: <<http://www.esb.ucp.pt/~bungah/pires/index.htm>>. Acesso em: 3 jan. 2000.
- RUDOLFS, W.; FALK L. L.; RAGOTZKIE, R. A. Contamination of vegetables grown in polluted soil. *Sewage and Industrial Wastes*, v. 23, n. 7, p. 853-860, July 1951.
- SORENSEN, J; THOLSTRUP, G.; ANDREASEN, K. Anaerobic digestion and thermal hydrolysis to reduce production of sludge in WWTPs. *Vatten*. v. 55, p. 45-51, 1999. Disponível em: <<http://www.cambi.no/publications>>.
- SOUZA, Z. Elementos de máquinas térmicas. Rio de Janeiro: Editora Campus Ltda, 1980. 198p.

- STOREY, G. W.; PHILLIPS, R. A. The survival of parasite eggs throughout the soil profile. *Parasitology*, v. 91, p. 585-590, 1985.
- THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Metodologia de análise parasitológica em lodo de esgoto e esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P. (Orgs.). *Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Curitiba: Sanepar/Prosab, 2000.
- VESILIND, P. A. The role of water in sludge dewatering. *Water Environment Research*, v. 66, p. 4-11, 1994.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande: Fotolitos e Impressão Gráfica OFF-SET, 1994.
- VAN WYLEN V., G. J.; SONNTAG, R. E. *Fundamentos da termodinâmica clássica*. 2. ed. São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda., 1976. 534 p.
- VANZO, J. E.; MACEDO, L. S.; TSUTIYA, M. T. ETE Franca: uma estação que além de tratar os esgotos, produz insumos agrícolas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Las américas y la acción por el medio ambiente en el milenio. *Anales del...* Porto Alegre: ABES, 2000.
- WEISZ, N. et al. Sludge disintegration with thermal hydrolysis – Cases from Norway, Denmark, and United Kingdom. In: WORLD WATER CONGRESS OF THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA), 1., 2000, Paris. Conference Preprint. Book 4. Paris: IWA, 2000, p. 288-295. Disponível em: <<http://www.cambi.no/publications>>.
- WELLINGER, A.; MEMBREZ, Y. Energie de la méthanisation – Classeur d'information. Linder Kommunikation. Zurich, 1997 *apud* MEMBREZ, Y.; LACLOS, H. F. Review of biogas production and utilisation in Switzerland. In: WORLD CONGRESS ANAEROBIC DIGESTION, 9., 2001, Antwerpen. Anaerobic Conversion for Sustainability. *Proceedings* – Part I. Antwerpen: 2001. p. 581-584.

Capítulo 6

Tratamento e Recirculação de Lixiviados

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Paulo Augusto Cunha Libânio, Valderi Duarte Leite e José Tavares de Sousa

Introdução

Conforme dados ilustrados no Capítulo 1, os aterros sanitários continuam respondendo pela maior parte da destinação final dos resíduos sólidos urbanos coletados globalmente. Tal constatação pode ser explicada uma vez que, independentemente da forma de gestão dos resíduos sólidos, a técnica de aterramento ainda se mostra imprescindível, seja para dispor do volume de resíduos excedente à capacidade instalada de tratamento ou recuperação, seja para dispor dos rejeitos gerados nesses processos (Figura 6.1).

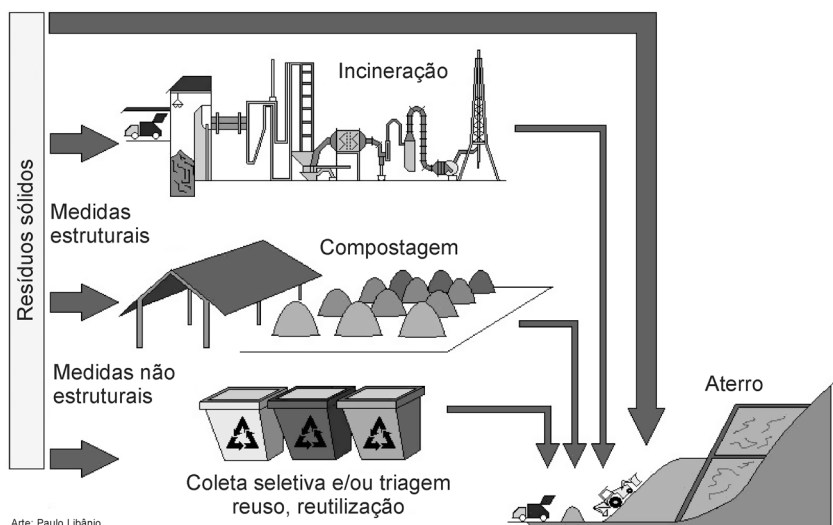


Figura 6.1 Importância da técnica de aterramento no atual quadro de alternativas de tratamento e disposição final do lixo urbano. Fonte: Libânio, 2002.

Todavia, se observadas as condições atuais e futuras, o simples confinamento dos resíduos sólidos urbanos no solo, ainda que apresente aspectos positivos, com a atenuação e contenção de grande parte da carga poluente, reduzindo os riscos à saúde pública e ao meio ambiente, não mais atende às demandas dos grandes centros urbanos (Libânio, 2002).

As maiores exigências no cumprimento à legislação ambiental, transcrita em parâmetros de controle mais rigorosos e restritivos, requer a adoção de um conjunto de medidas e procedimentos operacionais que se consubstanciem na efetiva mitigação dos impactos ambientais: impermeabilização da base; drenagem e tratamento dos líquidos lixiviados; controle da emissão de gases tóxicos, poeira e demais materiais particulados; gestão de odores; e tratamento e reaproveitamento energético do biogás.

Adicionalmente, a escassez de áreas apropriadas não muito distantes dos centros produtores de lixo, a difícil remediação e a restrita incorporação dos aterros ao patrimônio público após seu preenchimento total, assim como a dificuldade no tratamento adequado dos líquidos e gases gerados pela degradação biológica dos resíduos sólidos, exigem o aprimoramento da concepção convencional dos aterros (Libânio, 2002). Nesse particular, conforme discutido no Capítulo 3, a geração de líquidos lixiviados constitui-se na principal preocupação quanto à degradação ambiental de áreas localizadas próximas ao local de disposição final dos resíduos sólidos, uma vez que o tratamento desses efluentes tem se mostrado um grande desafio. Isso em função da significativa variabilidade de suas características, dependente de inúmeros fatores, quase sempre de difícil determinação, além da imprevisibilidade das vazões aplicadas e da elevada carga poluente.

Nesse sentido, a inoculação na digestão anaeróbia da massa de lixo urbano aterrada, objetivando-se a aceleração dos processos bioquímicos concernentes à estabilização da fração orgânica putrescível, tornou-se uma das principais questões abordadas por pesquisadores e instituições envolvidas com o projeto e gerenciamento desses empreendimentos. Mais adiante são apresentados outros detalhes quanto às experiências e possíveis modalidades de inoculação da digestão dos resíduos sólidos urbanos.

A redução dos tempos médios usualmente observados na degradação dos diversos constituintes da fração orgânica do lixo urbano aterrado, por intermédio do incremento da atividade microbiana junto à massa de resíduos, permite a previsão de menores volumes para a mesma capacidade de operação ou a postergação do término da operação dos empreendimentos já constituídos.

Segundo Hamada (1997), sob condições normais de operação, os resíduos considerados “rapidamente biodegradáveis” – restos de alimentos, papel, papelão – levam, em média, 6 anos para sua estabilização. Por sua vez, os resíduos “lentamente

biodegradáveis” – têxteis, madeira – necessitam de um período bem maior, estimando-se um tempo médio para sua total estabilização de aproximadamente 16 anos.

Entretanto, os processos de biodegradação do lixo urbano confinado em aterros sanitários podem se estender por muitos anos, fazendo-se necessário o monitoramento por até mais 30 anos após o encerramento das operações de aterramento, período durante o qual ainda se pode detectar alguma produção de biogás (González & Sánchez, 1996).

Carga Poluente de Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários

A vazão e as características do lixiviado estão intrinsecamente relacionadas e dependem, basicamente, das condições climatológicas e hidrogeológicas existentes na região do aterro (precipitação pluviométrica, contribuições pelo escoamento superficial ou subterrâneo), das características dos resíduos aterrados (teor de umidade, composição química de seus constituintes) e, por fim, da infra-estrutura e das condições de operação do aterro (existência de drenos para coleção das águas superficiais, tipo de material utilizado na cobertura das células de aterramento, grau de compactação dos resíduos, pré-tratamento dos resíduos sólidos, recirculação ou não dos líquidos lixiviados).

Dessa forma, ao se considerarem os limites do volume de resíduos aterrados, todos esses fatores impõem as condições de contorno do problema, sendo possível, então, estimar a produção dos líquidos lixiviados e a concentração de seus poluentes por intermédio do balanço hídrico e de massa, identificando-se as mais significativas contribuições e perdas de massa e de água no sistema.

A compreensão do balanço de massa e do balanço hídrico, com a identificação das principais rotas metabólicas de transformação microbiana do substrato orgânico e de assimilação de nutrientes, permite dimensionar apropriadamente as unidades de tratamento do lixiviado. Adicionalmente, o balanço de massa e o balanço hídrico são ferramentas essenciais para a construção de modelos teóricos que possibilitam vislumbrar cenários futuros prováveis, sendo possível estimar o tempo médio para observação dos diversos estágios de degradação dos resíduos sólidos.

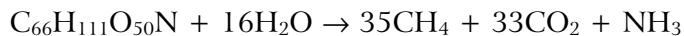
Fatores determinantes da vazão de lixiviado

No balanço hídrico de um aterro, além do teor de umidade presente no lixo a ser confinado e no material de cobertura, deve-se prever a infiltração de água superficial e as perdas de água na formação do biogás, como vapor d’água saturado, assim como na evaporação e na drenagem do lixiviado. Assim, após o cálculo da variação da quantidade de água armazenada no interior do aterro e, considerando-se a capacidade de campo, ou seja, a capacidade de retenção de água submetida ao empuxo gravitacional, pode-se estimar a produção do lixiviado.

As características dos resíduos aterrados são de extrema importância para previsão do balanço hídrico, considerando-se, neste caso, o teor de água e a capacidade de retenção de seus diversos constituintes e, ainda, a quantidade de água necessária aos processos bioquímicos de estabilização da fração orgânica.

Segundo Barros (1998), o teor de umidade do lixo urbano no Brasil, em razão da grande quantidade de matéria orgânica presente, pode ser bastante elevado, superior a 30%. IPT/CEMPRE (2000) estimaram teor de umidade do lixo urbano bem superior, em uma faixa típica de 60% a 80% em peso.

No que diz respeito ao consumo de água durante a decomposição anaeróbia, considerando-se apenas os constituintes orgânicos facilmente degradáveis, Christensen *et al.* (1989) *apud* Hamada (1997) propuseram, por meio da formulação química aproximada dos mesmos, a seguinte reação:



Entretanto, é a infiltração das águas pluviais, que incidem diretamente sobre a área do aterro ou percolam superficialmente até atingi-la, a principal contribuição na geração do volume de líquidos lixiviados drenados em aterros.

Nesse sentido, é fundamental verificar as condições climatológicas e hidrogeológicas (precipitação, barreira evapotranspirativa) e a influência de aspectos de geotecnia (compactação, camada de cobertura). Por exemplo, sabe-se que, quanto maior a compactação dos resíduos, menor será a capacidade de infiltração e a permeabilidade, reduzindo-se consideravelmente a produção de lixiviado e a livre drenagem de líquidos lixiviados.

Há modelos teóricos bastante completos para a previsão da vazão de líquidos lixiviados, os quais consideram satisfatoriamente as inúmeras variáveis intervenientes. Entretanto, a maior complexidade de tais modelos nem sempre significa maior acuidade nos resultados obtidos, uma vez que, em muitas ocasiões, não sendo possível a aferição correta dos diversos parâmetros solicitados, faz-se necessária a suposição de diversas premissas pouco confiáveis.

Nesses casos, a utilização de modelos teóricos mais simples, baseados em um número menor de variáveis, porém determinadas com maior grau de confiabilidade, pode ser alternativa mais interessante. Por exemplo, o “método suíço” apresentado pela CETESB (1979) e Lima (1995) *apud* IPT/CEMPRE (2000) prediz as seguintes produções de lixiviado:

- aterros pouco compactados (400 a 700 kg/m³): 25% a 50% da precipitação média anual;

- aterros bem compactados (superior a 700 kg/m^3): 15% a 25% da precipitação média anual.

Fatores Determinantes das Características Físico-químicas de Lixiviado

O balanço de massa traduz-se na metabolização contínua, por via anaeróbia, da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, lenta ou rapidamente biodegradáveis, por comunidades de microrganismos decompositores, principalmente fungos e bactérias saprófitas. Nesse sentido, as características dos líquidos lixiviados estão intimamente relacionadas à composição dos resíduos aterrados, notadamente aqueles susceptíveis ao ataque bioquímico, bem como ao estágio no qual se encontram os processos de bioestabilização.

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos compõe cerca de 50% em peso úmido de sua massa total (Colmanetti *et al.*, 2000), e a celulose constitui a maior fração de carbono orgânico nesses resíduos (Gomes *et al.*, 1999). Entretanto, alguns trabalhos já constataram tendência de redução do percentual de matéria orgânica no lixo urbano, possivelmente pela maior incorporação de materiais que agregam valor às mercadorias, principalmente embalagens plásticas, de papel ou papelão (Costa *et al.*, 2001; Libânio, 2002).

Em decorrência da enorme heterogeneidade da composição dos resíduos sólidos urbanos, as concentrações dos diversos poluentes nos líquidos lixiviados podem se encontrar em uma ampla faixa, usualmente estimadas para diferentes idades de aterro. A Tabela 6.1 apresenta amplitudes usuais de variação das concentrações de alguns poluentes em função dos tempos de operação dos aterros.

Tabela 6.1 Concentrações típicas de alguns poluentes em líquidos lixiviados de aterros com diferentes idades.

Parâmetros	Concentração (mg/L)	
	Aterros com menos de 2	Aterros com mais de 10
DBO	2.000 a 30.000	100 a 200
DQO	3.000 a 60.000	80 a 160
Nitrogênio orgânico	10 a 800	80 a 120
Nitrogênio amoniacal	10 a 800	20 a 40
Fósforo total	5 a 100	5 a 10
Alcalinidade (CaCO_3)	1.000 a 10.000	200 a 1.000
pH	4,5 a 7,5	6,6 a 7,5

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1993.

Nas fases iniciais de degradação dos resíduos, o lixiviado drenado de aterros sanitários caracteriza-se por elevada concentração de nitrogênio amoniacal e ácidos graxos voláteis, com a solubilização de materiais inorgânicos e metais pesados. Diferentemente, após o consumo do substrato orgânico mais facilmente assimilável pelos microrganismos decompositores, restam os compostos recalcitrantes, de difícil degradação bioquímica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, resultantes da decomposição de tecido vegetal morto, que contribuem significativamente para a coloração escura do lixiviado nessa etapa (IPT/CEMPRE, 2000).

Descrição dos Processos de Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários

Alternativas para tratamento

Tratamentos *in situ* e *ex situ*

Há diversas alternativas para o tratamento dos líquidos lixiviados de aterro sanitário que, sob uma perspectiva mais geral, podem ser classificadas em três grandes grupos: tratamento por meio de equipamentos e unidades internas aos limites do próprio aterro – tratamento *in situ* –, tratamento conjunto com o esgoto sanitário em estações localizadas fora dos domínios do aterro ou, mesmo, a combinação das duas possibilidades anteriores.

Nos Estados Unidos, a maior parte dos líquidos lixiviados de aterros é lançada na rede pública de esgotamento sanitário e tratada conjuntamente com as águas servidas provenientes dos domicílios. Entretanto, diversos estudos mostram que, caso a aplicação do lixiviado seja superior a 2% da carga hidráulica afluyente de esgoto sanitário, as estações de tratamento de esgoto podem ter suas operações prejudicadas (EPA, 1995).

O tratamento combinado de lixiviado com os esgotos domésticos por via aeróbia pode apresentar excelentes resultados, com elevadas eficiências de remoção da carga orgânica desses efluentes (Robinson & Maris, 1985 *apud* Clareto & Campos, 1996).

Adicionalmente, a mistura de esgoto aos líquidos lixiviados de aterros sanitários também pode favorecer significativamente o tratamento desses efluentes em reatores anaeróbios, uma vez que isso possibilita redução significativa das concentrações finais de nitrogênio amoniacal, as quais podem ser bastante tóxicas no lixiviado. Outro importante aspecto a ser considerado é a capacidade de tamponamento que os esgotos domésticos oferecem, com a manutenção da alcalinidade bicarbonato (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) em níveis adequados e, conseqüentemente, do pH próximo a valores neutros, resultando em condições bem mais favoráveis ao tratamento biológico anaeróbio.

Tratamentos biológicos e físico-químicos

Considerando-se o tratamento total ou parcial de lixiviado em unidades situadas no próprio aterro, tratamento *in situ*, sob a perspectiva da natureza dos processos envolvidos na remoção de poluentes, estes poderão contemplar etapas de tratamento físico-químico e/ou biológico. A definição por uma modalidade específica de tratamento ou combinação de processos dependerá da vazão e das características físico-químicas dos líquidos lixiviados afluentes.

No caso de líquidos lixiviados de aterros sanitários mais antigos, com DQO na faixa de 1.500 a 3.000 mg/L, razão DBO_5/DQO menor que 0,4 e elevada concentração de nitrogênio amoniacal, o tratamento físico-químico é a alternativa normalmente considerada, sendo ainda interessante o emprego do tratamento aeróbio como auxiliar na remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_3 ou N-NH_4^+). Para relações DBO_5/DQO ainda menores, inferiores a 0,1, possivelmente em razão da baixa concentração de ácidos voláteis, a única alternativa apontada é o tratamento físico-químico. Contudo, segundo Hamada & Matsunaga (2000), o tratamento físico-químico deve ser entendido como uma alternativa complementar ao tratamento biológico, pois, se considerado isoladamente, sua aplicabilidade fica restrita ao lixiviado proveniente de aterros bastante antigos.

O tratamento físico-químico do lixiviado pode envolver o emprego de diversas tecnologias, dentre as quais se pode citar: diluição, filtração/ultrafiltração, coagulação/floculação, precipitação, sedimentação, adsorção/absorção, troca iônica, oxidação química, osmose reversa, evaporação/vaporização e lavagem com ar (Qasim & Chiang, 1994 e Christensen *et al.*, 1989 *apud* IPT/CEMPRE, 2000).

Por sua vez, quando os líquidos lixiviados apresentam elevada DQO (acima de 10.000 mg/L), baixa concentração de nitrogênio amoniacal, uma relação DBO_5/DQO entre 0,4 e 0,8 e elevada concentração de ácidos graxos voláteis, o tratamento biológico desses efluentes é prontamente indicado (Forge, 1988 *apud* Hamada *et al.*, 2000).

Tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios

As diferentes modalidades de tratamento biológico dos líquidos lixiviados de aterros sanitários podem ser agrupadas em dois grandes conjuntos, discriminados pela disponibilidade ou não do oxigênio nos processos bioquímicos de degradação do substrato orgânico: tecnologias de tratamento aeróbias e anaeróbias.

As tecnologias aeróbias quase sempre implicam processos mais sofisticados, com a instalação de equipamentos para mistura e fornecimento de oxigênio, os quais exigem maior controle operacional e mão-de-obra qualificada. As maiores taxas de reação aferidas nos processos aeróbios garantem elevadas eficiências na remoção da carga poluente, porém também implicam maior produção de sólidos e, conseqüentemente, maiores volumes de lodo a serem removidos, tratados e dispostos adequadamente.

Entre os diversos processos aeróbios aplicados no tratamento de lixiviado, são comumente referenciados os sistemas de lodos ativados, filtros biológicos aerados e lagoas aeradas. Por exemplo, na impossibilidade de tratamento combinado do esgoto doméstico com o lixiviado diretamente lançado na rede pública de coleta, sem nenhum tratamento prévio, o sistema de lagoas de estabilização – lagoas aeradas ou facultativas – mostra-se uma alternativa interessante (EPA, 1995; Maehlum *et al.*, 1995 *apud* Ferreira *et al.*, 2001).

Diferentemente, as tecnologias anaeróbias, também referidas como “tecnologias simplificadas”, em razão da menor dependência de intervenções constantes ou eventuais no processo de tratamento (fornecimento de oxigênio, mistura, remoção de lodo), usualmente representam soluções de baixo custo de implantação e operação. Contudo, a lenta dinâmica dos processos anaeróbios, apesar da remoção de quantidades significativas de determinados poluentes, dificilmente possibilita o cumprimento dos padrões estabelecidos na legislação ambiental, sendo necessária a previsão de alguma etapa de pós-tratamento.

Os reatores anaeróbios podem se constituir em unidades de tratamento adequadas à remoção de poluentes específicos. Alguns autores consideram os processos de tratamento do lixiviado por via anaeróbia mais vantajosos que os aeróbios (Iglesias *et al.*, 1999 e Borzacconi *et al.*, 1999 *apud* Ferreira *et al.*, 2001) e, usualmente, recomendam seu emprego no tratamento de lixiviado proveniente de aterros “jovens”, com elevada carga orgânica e razão DBO/DQO. Conforme descrito pela EPA (1995), o tratamento anaeróbio do lixiviado com tais características pode propiciar remoção maior ou igual a 90% da DBO afluente.

Além disso, a produção de lodo no tratamento anaeróbio de lixiviado, em vez de se configurar em mais uma preocupação operacional, representa outra razão para implementação dessa tecnologia, uma vez que a aplicação desses sólidos, por intermédio da recirculação de lodos concentrados ou de lixiviado tratado e inoculado, provou ser interessante modalidade de inoculação da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (Libânio, 2002).

Os processos de digestão anaeróbia de lixiviados de aterros podem se dar em lagoas anaeróbias, filtros percoladores anaeróbios, reatores UASB e outros. IPT/CEMPRE (2000) apontaram o reator UASB como alternativa “privilegiada” para o tratamento do lixiviado, justificando tal assertiva pela pequena área requerida, baixo custo de implantação e relativa simplicidade operacional do sistema.

Especificamente quanto à operação de reatores UASB (tratamento biológico anaeróbio), deverão ser observados os seguintes aspectos: tempo de detenção hidráulica, carga orgânica volumétrica, carga biológica, velocidade ascensional de fluxo, altura da manta de lodo e periodicidade dos descartes do lodo biológico excedente. O lodo biológico excedente descartado poderá ser integralmente incorporado à massa líquida

recirculada para o aterro (inóculo), dispensando maiores cuidados com seu tratamento e disposição final. Mais adiante será descrito detalhadamente o tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários em reatores UASB.

Outras alternativas

Por fim, outra interessante alternativa para o tratamento do lixiviado é a recirculação do lixiviado para as células do aterro. A adoção desse procedimento operacional incorpora o maciço do aterro ao sistema de tratamento, integrando-o às unidades implantadas a jusante do fluxo de lixiviado, conforme ilustrado na Figura 6.2.

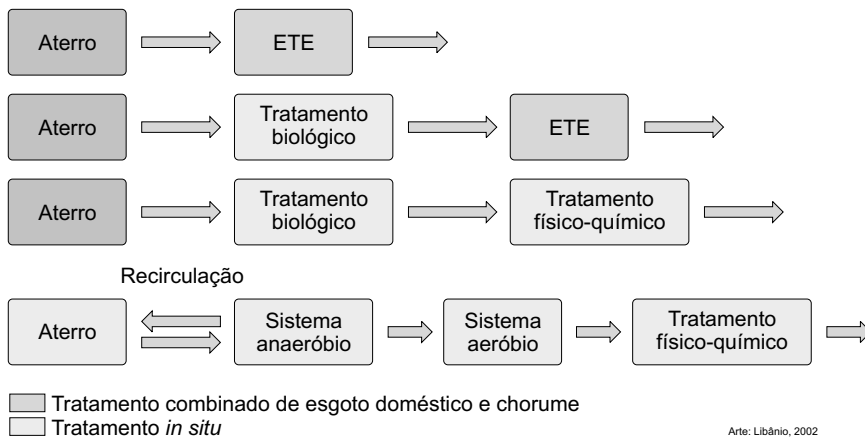


Figura 6.2 Possibilidades de tratamento do lixiviado de aterros sanitários por processos biológicos ou físico-químicos, em unidades de tratamento próprias ou em estações de tratamento de esgoto sanitário. *Fonte:* Libânio, 2002.

Diversos trabalhos destacam a importância e a aplicabilidade da técnica de recirculação no tratamento de líquidos lixiviados em aterros de resíduos sólidos urbanos. Segundo Pimentel Júnior (1996), a técnica da recirculação de lixiviado, além de ser benéfica para a degradação da massa de resíduos aterrada, mostrou-se eficiente no tratamento dos líquidos lixiviados do aterro sanitário de Limeira (SP), no qual se praticava a codisposição de resíduos sólidos industriais classes II e III com resíduos domiciliares.

Pessin *et al.* (2000), ao monitorarem as características dos líquidos lixiviados de uma célula do aterro sanitário de São Giácomo, em Caxias do Sul (RS), a qual recebia o lixiviado tratado e recirculado, afirmaram que a mesma se comportou analogamente a um filtro biológico operando em regime de carregamento contínuo. A técnica de recirculação também pode ser de fundamental importância para redução da carga orgânica e viabilização da etapa posterior de tratamento físico-químico (Pessin *et al.*,

1997). Outras informações sobre o tratamento do lixiviado por meio da técnica de recirculação desses líquidos são apresentadas a seguir.

Recirculação de líquidos lixiviados

Atenuação da carga poluente de lixiviado

Como descrito anteriormente, um importante benefício da recirculação de líquidos lixiviados consiste na atenuação da carga poluente do lixiviado. Essa técnica de tratamento combina uma etapa de pré-tratamento anaeróbico no interior do aterro, com a perda por evaporação dos líquidos recirculados. Em regiões com condições climáticas favoráveis (temperatura, ventos, radiação solar), a evaporação de parte dos líquidos lixiviados que retornam ao aterro propicia considerável redução da demanda sobre as unidades de tratamento (IPT/CEMPRE, 2000).

Adicionalmente, a recirculação dos líquidos lixiviados drenados em aterros permite maior flexibilidade operacional ao possibilitar o gerenciamento das vazões afluentes às unidades de tratamento (Ferreira *et al.*, 2001).

Inoculação endógena da digestão anaeróbia de RSU

A inoculação da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos aterrados busca a redução do tempo médio de biodegradação dos resíduos sólidos orgânicos, postergando-se a fase de operação dos aterros. Esse procedimento operacional pode ocorrer, basicamente, de duas formas distintas: inoculação com biomassa exógena ou endógena.

No primeiro caso, várias experiências utilizando diferentes tipos de inóculos são relatadas na literatura: adição de microrganismos presentes no rúmen e/ou fezes de bovinos (Lima, 2000) ou inoculação com lodo biológico proveniente do tratamento anaeróbico de esgoto sanitário (Leite *et al.*, 1999; Gandolla, 1983; Pohland & Mayer, 1973) ou de efluente industrial (Leite, 1997).

Por sua vez, a inoculação com biomassa endógena pode se dar por intermédio das seguintes formas principais: simples recirculação do lixiviado, retorno de lodos concentrados produzidos no tratamento do próprio lixiviado ou, ainda, pela combinação de ambos os procedimentos (Libânio, 2002). A inoculação endógena apresenta uma série de vantagens quando comparada com a primeira: biomassa aclimatada ao substrato e aos fatores de inibição, minimização de inconvenientes com manuseio, acondicionamento e transporte de lodo, entre outras.

A técnica de recirculação de lixiviado é uma das formas mais conhecidas e empregadas na promoção da digestão acelerada dos resíduos sólidos urbanos confinados em aterros. A técnica de recirculação dos líquidos drenados em aterros sanitários vem sendo aplicada em diferentes países desenvolvidos da Europa, na

Austrália, Estados Unidos e outros (Palma *et al.*, 2000). No Brasil, essa tecnologia tem sido bastante difundida e empregada em importantes centros urbanos: Belo Horizonte (MG), Recife (PE), Caxias do Sul (RS) e outros.

Vários autores, ao discursarem sobre a necessidade de aprimoramento das operações convencionais em aterros sanitários, apontaram a recirculação do lixiviado como uma das técnicas mais promissoras para tratamento dos resíduos sólidos urbanos confinados (González & Sánches, 1996).

Possibilidades de recirculação de lixiviado

A recirculação dos líquidos lixiviados pode se dar de diferentes formas: recirculação de lixiviado bruto ou tratado, com ou sem adição de inóculo. A recirculação de lixiviado bruto pode se configurar em uma alternativa bastante interessante em regiões áridas ou semi-áridas, com baixos índices pluviométricos, ou ainda na fase inicial de operação de aterros, quando todo o volume drenado de líquidos lixiviados pode ser recirculado, sem necessidade de qualquer lançamento. Essas condições permitiriam a postergação de investimentos em unidades de tratamento para datas não coincidentes com o início de implantação dos aterros, época de maior desembolso de recursos financeiros, favorecendo a viabilidade do fluxo de caixa desses empreendimentos.

Todavia, em regiões com condições climáticas mais desfavoráveis (elevado índice pluviométrico) ou após transcorrido certo tempo do início das operações, em função das condicionantes específicas de cada projeto, a recirculação do volume total dos líquidos lixiviados não se faz mais possível, sendo então necessário o tratamento adequado do volume líquido excedente por alguma das tecnologias anteriormente mencionadas.

Nesse momento, a recirculação de lixiviado tratado, preferencialmente inoculado, torna-se alternativa mais interessante que a anterior, uma vez que a mesma permite maior controle sobre o processo: razão alimento/microrganismo no lixiviado tratado e recirculado, taxa de recirculação, remoção de lodo estabilizado e outros.

A recirculação de lixiviado após tratamento em filtro anaeróbio é um dos métodos de tratamento dos líquidos lixiviados mais atrativos e de maior aplicabilidade no Chile (Palma *et al.*, 2000). Outro exemplo dessa modalidade de recirculação que se mostrou bastante promissor é o “sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado” descrito por Libânio (2002). A concepção de “sistema integrado” proposta pelo autor pressupõe o tratamento dos líquidos lixiviados por meio de unidades complementares – aterro sanitário e reator anaeróbio – e a utilização do lodo biológico excedente na inoculação da digestão dos resíduos sólidos biodegradáveis no interior das células do aterro (Figura 6.3).

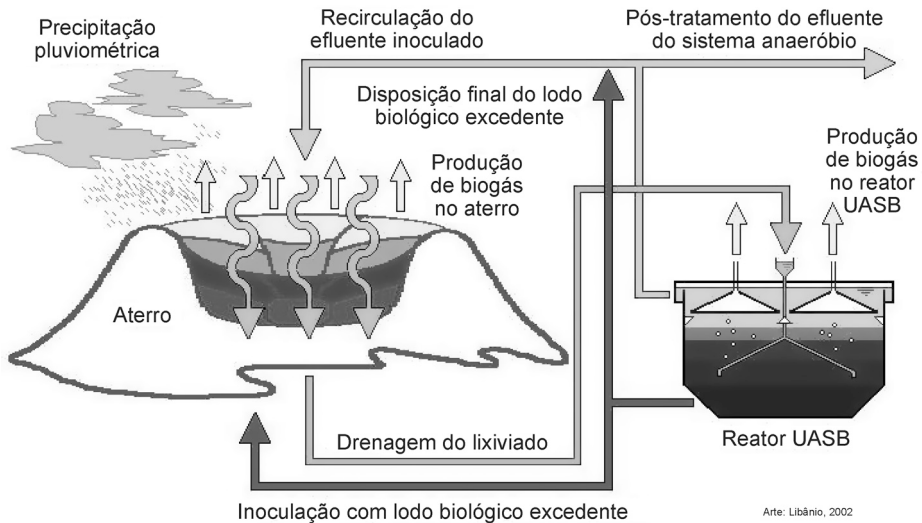


Figura 6.3 Sistema integrado de tratamento dos RSU e do lixiviado de aterro sanitário proposto por Libânio (2002).

Nesse sistema, o tratamento anaeróbio de lixiviado, além de sua importância própria, configurando-se em alternativa ou etapa de grande aplicabilidade na remoção bioquímica da carga poluente de líquidos lixiviados de aterros sanitários, passou a se prestar também a outro nobre papel: a produção de biomassa apta à degradação ativa do substrato orgânico junto aos resíduos sólidos aterrados (lodo excedente de reatores anaeróbios).

Por meio da recirculação dos líquidos lixiviados de aterros sanitários, com ou sem adição de inóculo, e não somente do lodo concentrado, os benefícios à digestão anaeróbia do lixo urbano confinado não se restringem à inoculação de organismos metanogênicos. Essa técnica pode também ser benéfica na digestão dos resíduos aterrados, ao contribuir para a disponibilidade de nutrientes, correção do pH e manutenção do teor de água, substância e meio essencial para as mais diversas reações bioquímicas. Tais atributos são especialmente interessantes para a manutenção da umidade ótima no interior de aterros situados em zonas de baixo índice pluviométrico (Palma *et al.*, 2000; González & Sánchez, 1996).

Contudo, em razão da presença de diversos micropoluentes orgânicos e inorgânicos no líquido drenado nas camadas inferiores dos aterros, deve-se prestar especial atenção à manutenção das condições ótimas de adaptação e crescimento de uma biomassa ativa, capaz de interagir com o substrato orgânico complexo e assimilá-lo.

A recirculação de líquidos lixiviados de aterros sanitários, tratados ou não, deve ser sempre efetuada considerando-se as condicionantes de projeto, notadamente quanto à altura da manta líquida, de forma a evitar o afloramento do lixiviado nas superfícies dos taludes de contenção ou nos patamares circundantes, o comprometimento da estabilidade do sistema geotécnico ou, ainda, a contaminação do subsolo e das águas de percolação superficial ou subterrânea nas proximidades. Palma *et al.* (2000) afirmaram que os recalques observados em aterros sanitários, operados com a recirculação dos líquidos lixiviados, estão associados, principalmente, ao colapso estrutural ocasionado pela manta líquida e não à atividade microbiana de degradação dos resíduos.

A seguir são apresentados outros aspectos de interesse quanto às modalidades mencionadas de recirculação de líquidos lixiviados em aterros sanitários, pesquisadas no âmbito da Rede PROSAB, Edital 3.

Recirculação e tratamento de lixiviados na digestão de RSU

Aterramento convencional

O aterramento dos resíduos sólidos implica seu confinamento no solo, objetivando o tratamento e/ou disposição final dos mesmos. Os aterros devem ser capazes de conter os poluentes, reduzindo os riscos à saúde pública e ao meio ambiente, destinando-se para estes somente aqueles resíduos que contêm poluentes passíveis de atenuação no solo, por processos de degradação ou retenção físico-química (CETESB, 1992).

Os resíduos sólidos urbanos podem ser dispostos em aterros controlados ou sanitários. A operação dos aterros controlados se restringe basicamente à cobertura dos resíduos, objetivando minimizar os riscos advindos da proliferação de vetores sanitários, bem como impedir o carreamento do lixo despejado pelas águas pluviais. Ainda assim, diversos problemas não são devidamente contemplados por essa técnica de aterramento.

O aterro sanitário é a forma de disposição de resíduos sólidos urbanos mais utilizada em todo o mundo, contudo, em diversos momentos essa técnica é mal empregada (Borzacconi *et al.*, 1996). Há diferentes métodos para execução de aterros sanitários – método da trincheira, rampa e área – os quais devem ser selecionados em função das condicionantes de projeto, tais como relevo, profundidade do lençol freático, disponibilidade de área e material de cobertura, entre outros.

Os aterros sanitários devem dispor de sistemas e dispositivos para coleta, tratamento e/ou aproveitamento energético do biogás, objetivando-se a minimização dos riscos associados à acumulação e migração de gases inflamáveis e de problemas relativos à emissão de maus odores, notadamente pela presença de gás sulfídrico.

Entretanto, uma vez que o trabalho desenvolvido pela UFMG se restringiu à determinação da quantidade e composição do biogás produzido em reatores experimentais, sem nenhum estudo mais acurado sobre as possibilidades de tratamento do biogás e a viabilidade de recuperação de seu conteúdo energético, não serão tecidos maiores comentários acerca da gestão desses gases em aterros.

Por sua vez, quanto à geração de líquidos lixiviados em aterros, conforme a concepção convencional, deve-se prever a implementação de sistemas para sua contenção, drenagem e tratamento. Todavia, nessa modalidade de tratamento e disposição final dos resíduos sólidos, não são contempladas as práticas de recirculação dos líquidos lixiviados e de inoculação endógena. A Figura 6.4 apresenta um fluxograma simplificado das fases sólida e líquida, identificando as principais operações e unidades associadas, considerando-se duas possibilidades distintas para o tratamento dos líquidos lixiviados.

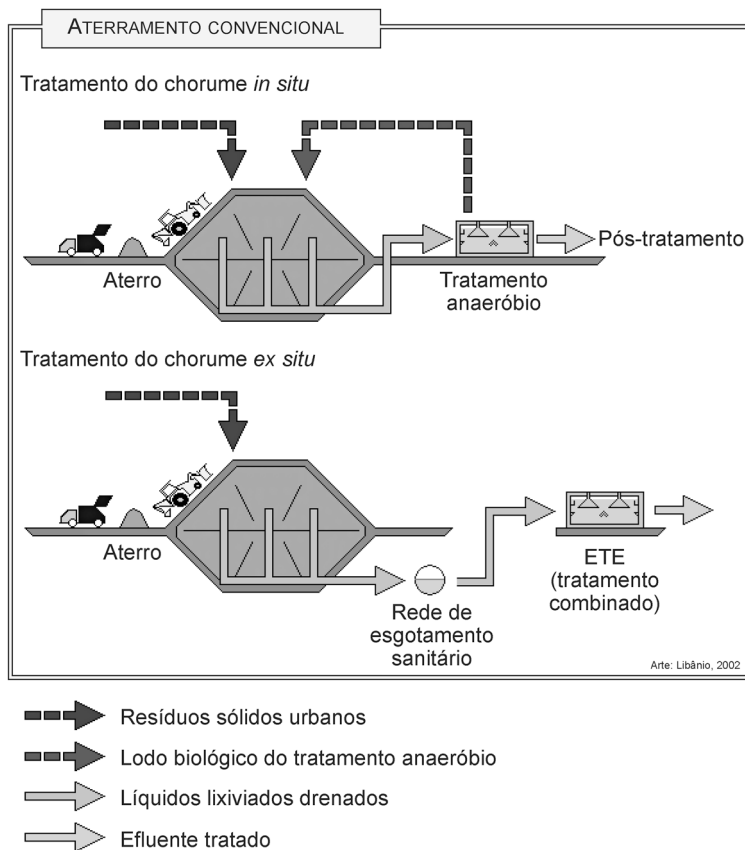


Figura 6.4 Fluxograma simplificado do aterramento convencional, considerando-se diferentes possibilidades de tratamento dos líquidos lixiviados.

A recirculação direta de líquidos lixiviados não tratados pode ser uma interessante alternativa durante a fase inicial de implantação de aterros ou quando da existência de condições climatológicas e geotécnicas favoráveis que possibilitem a recirculação de todo o volume de lixiviado drenado.

Na fase inicial de operação de aterros, quando predominam as zonas não-saturadas, muitas vezes faz-se viável a recirculação de todo volume de líquidos drenados sem o comprometimento dos parâmetros geotécnicos ou prejuízos a sua operação. Nessas condições, tal procedimento permite a postergação de investimentos e esforços adicionais necessários à implementação das unidades de tratamento, favorecendo melhor adequação desses dispêndios ao fluxo de caixa resultante e ao cronograma físico-financeiro do empreendimento.

Ademais, aterros situados em regiões áridas ou semi-áridas, nas quais o balanço hídrico traduz-se freqüentemente em déficit de umidade, seja pela baixa pluviometria e/ou pela elevada evapotranspiração (barreira evapotranspirativa), apresentam pouco ou nenhum volume significativo de lixiviado gerado, sendo possível sua total recirculação.

A técnica de recirculação do lixiviado, sem nenhum tratamento prévio, é uma das possibilidades de promover a inoculação da digestão anaeróbia em aterros, uma vez que a mesma promove o retorno de microrganismos decompositores em suspensão nesses líquidos e sua manutenção junto à massa de resíduos confinados. Entretanto, é importante ressaltar novamente que os benefícios da recirculação de lixiviado não se restringem à inoculação, podendo ser também percebidos nos aspectos referentes à maior disponibilidade de nutrientes e à possibilidade de correção do pH e do teor de umidade. A Figura 6.5 apresenta um fluxograma esquemático dessa modalidade.

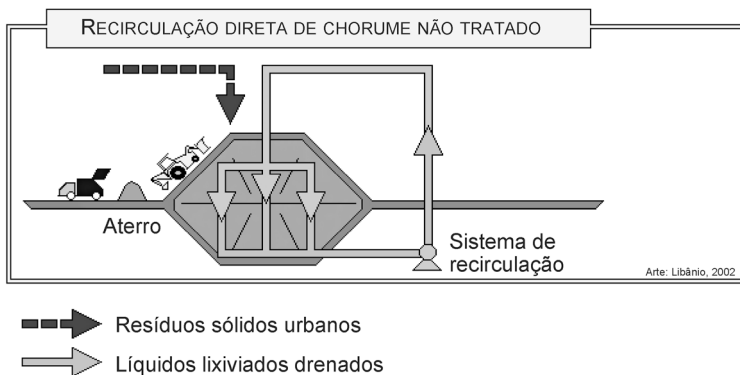


Figura 6.5 Fluxograma simplificado da recirculação de líquidos lixiviados não tratados.

Apesar de implicar poucos custos adicionais e contribuir consideravelmente para o aprimoramento da técnica de aterramento convencional, a aplicabilidade dessa modalidade de operação encontra-se restrita às situações anteriormente mencionadas. Assim, na impossibilidade de recirculação do volume total de líquidos drenados, torna-se obrigatório o tratamento dos líquidos lixiviados, o que é contemplado na modalidade descrita a seguir.

Sistema integrado de tratamento de RSU e de líquidos lixiviados

O sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos e de líquido pressupõe a implementação de unidades complementares, aterro sanitário e reator anaeróbio, com a recirculação contínua da fase líquida e o retorno do lodo biológico produzido no tratamento anaeróbio dos líquidos lixiviados drenados.

Esses procedimentos operacionais permitem, além do tratamento desses líquidos, a manutenção de elevada concentração de microrganismos junto aos resíduos sólidos aterrados (inoculação), favorecendo uma degradação mais rápida de sua fração orgânica (Figura 6.6).

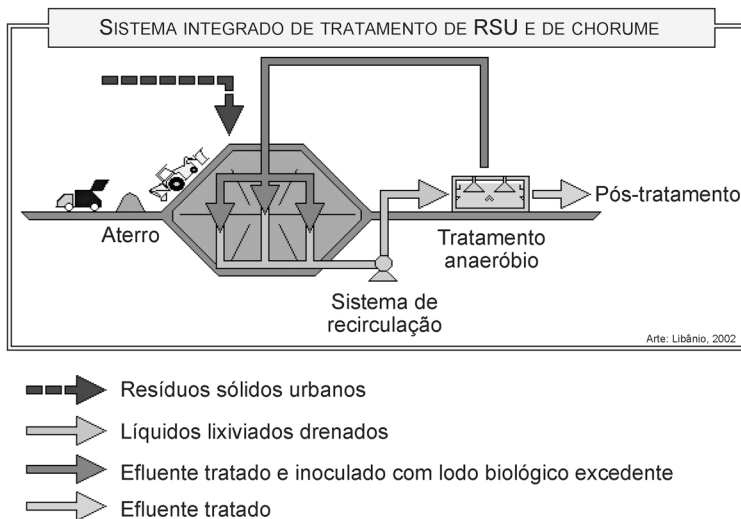


Figura 6.6 Fluxograma simplificado do sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de líquido.

Ainda que seja possível o lançamento dos líquidos lixiviados na rede de esgotamento sanitário, visando a seu tratamento posterior conjuntamente com os esgotos sanitários (tratamento combinado), o tratamento *in situ* desses líquidos pode ser uma alternativa

interessante, haja vista o grande potencial do lodo biológico produzido em reatores anaeróbios para inoculação da digestão dos resíduos sólidos aterrados.

Entretanto, semelhantemente ao observado no tratamento anaeróbio de esgotos sanitários, o tratamento de lixiviado em reatores anaeróbios dificilmente será suficiente para o atendimento aos padrões ambientais estabelecidos, sendo imprescindível a previsão de alguma modalidade de pós-tratamento desses efluentes.

Aspectos operacionais

Na operação de aterros devem constar todos os procedimentos relativos ao pré-tratamento e aterramento de resíduos, bem como aqueles referentes à manutenção e ao monitoramento dos sistemas de controle e tratamento de líquidos e gases. A Tabela 6.2 identifica os principais procedimentos operacionais contemplados nas diferentes modalidades de operação mencionadas anteriormente, à exceção dos aspectos relativos à gestão do biogás (drenagem, controle, tratamento e reaproveitamento energético do biogás).

Tabela 6.2 Análise comparativa entre as diferentes condições de operação consideradas.

Procedimentos operacionais ¹	Modalidade de operação em aterros		
	Aterramento convencional	Recirculação direta	Sistema integrado
Pré-tratamento de resíduos sólidos urbanos	Facultativo	Facultativo	Facultativo
Aterramento de resíduos sólidos urbanos	Sim	Sim	Sim
Tratamento de líquidos lixiviados ²	Sim	Não	Sim
Recirculação de líquidos lixiviados ³	Não	Sim	Sim
Monitoramento geotécnico e ambiental	Sim	Sim	Sim

1. Não inclusos os procedimentos operacionais referentes à gestão do biogás;

2. Conforme subitem “Aterramento convencional”.

3. Conforme subitem “Sistema integrado de tratamento de RSU e de líquidos lixiviados”.

O pré-tratamento dos resíduos é uma operação facultativa, podendo ou não ser implementada em função da viabilidade de segregação e recuperação de materiais contidos na massa de lixo urbano coletada. Se viável, tal prática deve ser incentivada, haja vista os benefícios ambientais e sócio-econômicos potenciais e a possibilidade de redução do volume de resíduos destinados ao aterro.

Por sua vez, o aterramento dos resíduos sólidos urbanos se constitui no principal procedimento operacional em um aterro sanitário, inerente a qualquer modalidade de aterramento, o qual pressupõe, basicamente, a execução das seguintes atividades diárias na frente de serviço:

- despejo dos resíduos coletados;
- espalhamento e compactação dos resíduos;
- despejo do material de cobertura diária;
- compactação final da célula de aterramento.

As atividades anteriormente descritas devem ser executadas segundo as especificações previstas no plano de operação do aterro, e em conformidade com os parâmetros geotécnicos de projeto – grau de compactação, inclinação dos taludes, espessura da camada de cobertura e outros – observando-se todas as preconizações dispostas nas normas técnicas brasileiras NBR 8419 (ABNT, 1992) e NBR 13896 (ABNT, 1997), notadamente aquelas referentes à operação de aterros.

Se implementadas as alternativas de recirculação direta ou do sistema integrado de tratamento, as taxas de recirculação do lixiviado deverão ser cuidadosamente controladas, pois, caso haja aplicação em excesso, podem surgir problemas geotécnicos relativos à estabilidade dos taludes. Adicionalmente, a infiltração do excesso de lixiviado recirculado pode ocasionar a poluição do solo e das águas subterrâneas (IPT/CEMPRE 2000). Nesse sentido, as taxas de recirculação deverão ser as máximas possíveis (aceleração dos processos de bioestabilização) para as quais o nível máximo da manta líquida, definido caso a caso por meio de estudos geotécnicos, não seja superado.

Tecnologias Pesquisadas no Âmbito do PROSAB

Recirculação e inoculação de digestores anaeróbios de RSU

Descrição

O trabalho desenvolvido no Laboratório de Instalações Piloto da UFMG objetivou melhor compreensão dos fenômenos de bioestabilização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros sanitários, mensurando-se os efeitos e o grau de influência da técnica de recirculação de lixiviado. Nesse sentido, foram investigados diversos parâmetros físico-químicos de interesse pela análise do lixiviado e do biogás resultantes da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

Os resíduos sólidos urbanos amostrados em diversas regiões do município de Belo Horizonte foram utilizados para o preenchimento de 9 reatores experimentais (360 kg de lixo/reator), subdivididos em três linhas (Figura 6.7), com três reatores por linha – experimento em triplicata, buscando-se reduzir a interferência em razão da heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos – correspondentes às seguintes condições de operação:

- linha 1: aterramento convencional dos resíduos, sem recirculação de lixiviado;
- linha 2: aterramento com recirculação de lixiviado bruto (recirculação direta);
- linha 3: sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado.



Figura 6.7 Vista geral do aparato experimental.

Os reatores de RSU utilizados foram colunas de fibra de vidro de 2,50 m de altura útil e diâmetro interno de 60 cm, perfazendo um volume de aproximadamente 700 litros (Figura 6.8).

Os reatores foram equipados com piezômetros, dispositivos para amostragem dos líquidos e gases gerados, sendo, então, interligados aos sistemas de recirculação e distribuição de lixiviado e de medição de biogás.

Por sua vez, objetivando-se a produção de inóculo a partir do próprio sistema, sem a introdução de nenhum fator externo (inoculação endógena), implantou-se, na linha 3, correspondente ao sistema integrado de tratamento, um reator UASB confeccionado em tubos de PVC e com volume útil de aproximadamente 30 litros, o qual foi inoculado com lodo biológico granuloso proveniente de outro reator UASB tratando águas residuárias.

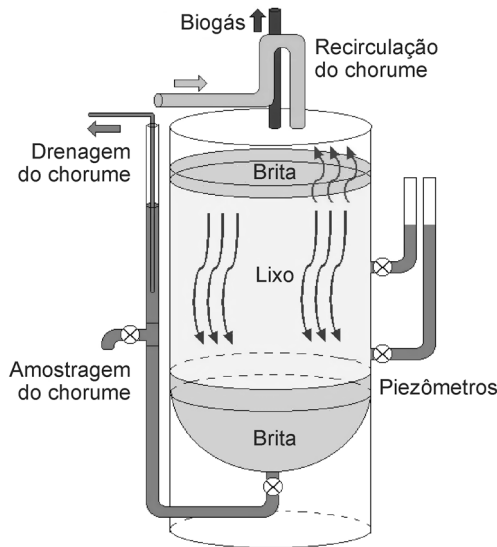


Figura 6.8 Configuração dos reatores.

Aspectos operacionais

Durante o período de operação, não se procedeu ao descarte periódico do lodo biológico excedente produzido, ocasionando-se propositalmente a perda desse lodo junto ao efluente tratado do reator UASB, o qual, ao retornar aos reatores de RSU, promovia a inoculação da digestão dos resíduos sólidos urbanos neles confinados.

Enquanto na linha 2 promoveu-se a recirculação do volume total de lixiviado drenado a uma taxa constante de $9,5 \text{ L.d}^{-1}$ por m^3 de resíduo, no sistema integrado de tratamento (linha 3) a taxa de recirculação foi determinada observando-se o atendimento aos critérios e parâmetros hidráulicos usualmente adotados na partida e operação de reatores UASB (Chernicharo, 1997), atingindo-se um valor de aproximadamente $17,1 \text{ L.d}^{-1}$ por m^3 de resíduo, após 140 dias (Libânio, 2002).

Resultados obtidos

As conclusões da análise estatística comparativa entre as concentrações médias de parâmetros indicativos de matéria orgânica solúvel – DBO, DQO filtrada, ácidos voláteis, sólidos dissolvidos voláteis – em diferentes fases do monitoramento, para os três conjuntos de reatores experimentais, realizada por meio de testes de hipótese ($\alpha = 5\%$), confirmaram as seguintes observações: decaimento significativo desses compostos

na linha 1 após 120 dias e, posteriormente, nas linhas 2 e 3, a partir do 240º e 420º dia de operação, respectivamente. A Figura 6.9 ilustra tais considerações, apresentando as concentrações médias de DQO filtrada determinadas em etapas distintas do monitoramento.

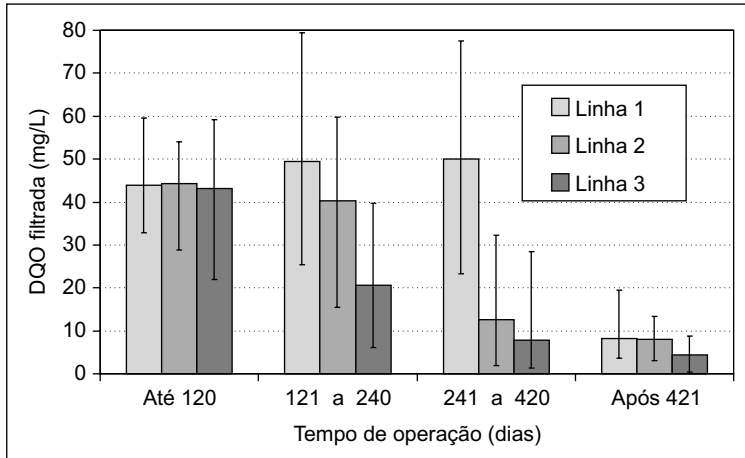


Figura 6.9 Variação da DQO filtrada nas linhas de operação durante o monitoramento. Valores médios e valores extremos correspondentes às barras e aos traços, respectivamente.

Assim, haja vista que o material acidificado constitui-se no substrato de mais fácil assimilação pelos microrganismos metanogênicos, a redução na concentração desses compostos orgânicos solúveis evidenciou a sucessão entre as fases acidogênica e metanogênica. Ademais, em todas as linhas de operação, tal fato coincidiu com incremento substancial na produção de gás metano, principal produto da conversão dos ácidos orgânicos.

Dessa forma, pode-se concluir que a recirculação do lixiviado, promovida nas linhas 2 e 3, e a inoculação endógena com lodo biológico excedente produzido em reator UASB, aplicada exclusivamente na linha 3, favoreceram consideravelmente as etapas iniciais de fermentação e acidogênese, principiando a fase metanogênica.

Estimativas de custo

Neste item, consideraram-se apenas os custos adicionais referentes à implantação e operação dos sistemas de tratamento e recirculação dos líquidos lixiviados. A Tabela 6.3 apresenta a estimativa de custo per capita.

Tabela 6.3 Estimativa dos custos per capita para tratamento e recirculação de lixiviado.

Procedimento operacional	Custo per capita (R\$/hab)
Recirculação de líquidos lixiviados	0,23 a 1,15
Tratamento anaeróbico de líquidos lixiviados ¹	0,52 a 2,54

1. Considerando-se o emprego de reatores UASB.

Tratamento combinado de lixiviados com esgotos domésticos

Descrição

A UEPB avaliou a possibilidade de tratamento de líquidos lixiviados, resultantes da decomposição de resíduos essencialmente orgânicos, conjuntamente com esgotos domésticos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB). A Figura 6.10 apresenta ilustração do aparato experimental.

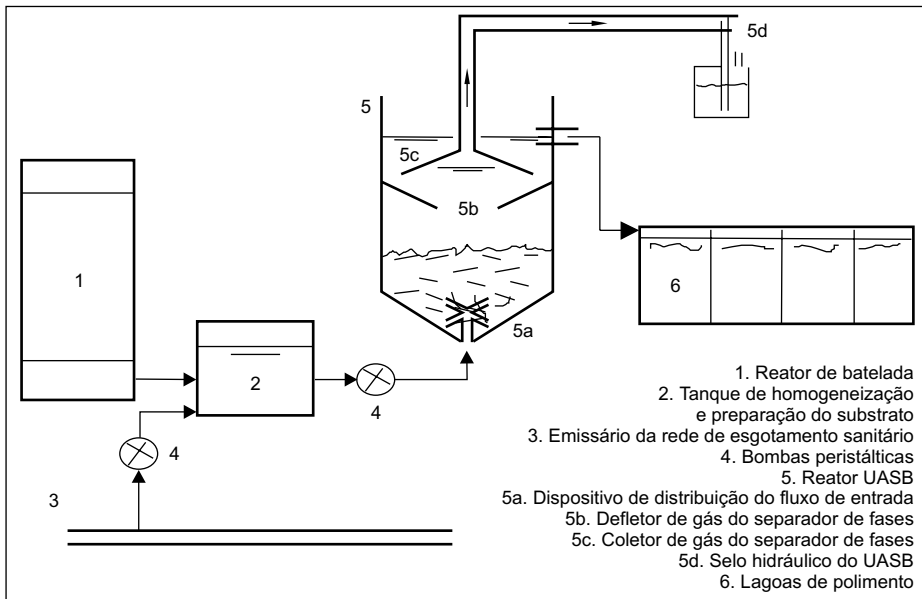


Figura 6.10 Representação esquemática do sistema experimental.

Para a alimentação do reator UASB, utilizou-se líquido lixiviado advindo da primeira unidade (reator anaeróbico em batelada que tratava o material orgânico putrescível). O efluente produzido era encaminhado para um tanque de equalização

que recebia esgotos sanitários e era devidamente homogeneizado com o lixiviado. A mistura era bombeada para o reator UASB por meio de bomba peristáltica. As principais características físicas e operacionais do reator UASB estão apresentadas na Tabela 6.4.

Tabela 6.4 Características físicas do reator UASB.

Características	Valor
Altura (m)	1,60
Diâmetro (m)	0,70
Volume(L)	600
Tempo de detenção hidráulica (h)	10

Aspectos operacionais

O reator UASB utilizado no referido experimento foi inicialmente inoculado com lodo anaeróbio proveniente de outro reator UASB que tratava esgotos domésticos, o qual apresentava concentração de 60 mg/L de sólidos totais, sendo 65% correspondentes à fração volátil.

O controle operacional do reator UASB ao longo de 160 dias de monitoramento se deu a partir da aferição de alguns parâmetros de controle: alcalinidade total e bicarbonato, ácidos voláteis, temperatura e carga volumétrica aplicada, DQO, sólidos totais e suas frações, e nitrogênio total e suas frações.

No caso de tratamento do lixiviado em unidades situadas no próprio aterro, considera-se adequada a previsão de um reator anaeróbio seguido de pós-tratamento aeróbio. Por sua vez, a possibilidade de lançamento dos líquidos lixiviados na rede de esgotamento sanitário para tratamento combinado em uma estação de tratamento de esgotos domésticos dependerá da disponibilidade dessa infra-estrutura e da autorização pelo órgão ambiental competente ou da empresa concessionária responsável.

Resultados obtidos

Os resultados obtidos foram bastante satisfatórios, atingindo-se eficiências médias de remoção de DQO e DBO_5 de 80% e 90%, respectivamente, quando aplicadas cargas orgânicas de até $4,4 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica igual a 10 horas, indicando a viabilidade técnica de tratamento combinado de líquidos lixiviados com esgotos domésticos em reatores UASB.

Entretanto, verificou-se ainda a possibilidade de tratamento combinado em reatores UASB com aplicação de cargas orgânicas superiores a $4,4 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$, desde que os líquidos lixiviados sejam resultantes da degradação de resíduos sólidos tipicamente orgânicos e o esgoto doméstico não contenha elementos com características recalcitrantes ou tóxicas para o processo de bioestabilização anaeróbia.

O tratamento conjugado de líquidos lixiviados com esgoto doméstico proporciona a diluição da concentração do N-NH_4^+ que pode atingir valor de até $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, o que inviabilizaria o tratamento biológico do lixiviado bruto.

Exemplo de Dimensionamento

Recirculação e inoculação de digestores anaeróbios de RSU

Apresentamos a seguir um exemplo de dimensionamento de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos e de lixiviado, fundamentado no sistema descrito anteriormente, para atendimento de uma população de 10.000 habitantes, considerando-se os seguintes aspectos:

- horizonte de projeto: 20 anos;
- crescimento demográfico nulo;
- produção de lixo per capita: $0,8 \text{ kg lixo/hab.dia}$;
- precipitação média anual: 1.350 mm/ano (adotado);
- peso específico do lixo aterrado: 700 kg/m^3 (adotado);
- coeficiente de produção de lixiviado: 25%;
- relação área/volume do aterro: $1/15 \text{ m}^2 \text{ aterro/m}^3 \text{ lixo aterrado}$ (adotado);
- coeficiente de recirculação dos líquidos lixiviados drenados: 100% (adotado);
- tempo diário de funcionamento das bombas: 8 horas/dia (adotado).

Estimativa do volume anual de lixo aterrado

$$M_{\text{lixo anual}} = \text{População} \times \text{produção de lixo per capita} \times 365 \text{ dias/ano}$$

$$M_{\text{lixo anual}} = 10.000 \text{ hab} \times 0,8 \text{ kg lixo/hab.dia} \times 365 \text{ dias/ano} = 2.920.000 \text{ kg/ano}$$

$$V_{\text{lixo anual}} = M_{\text{lixo anual}} / \text{peso específico do lixo aterrado}$$

$$V_{\text{lixo anual}} = 2.920.000 \text{ kg/ano} / 700 \text{ kg/m}^3 \cong 4.171 \text{ m}^3 \text{ lixo aterrado/ano}$$

Estimativa do incremento anual da área do aterro

$$A_{\text{aterro anual}} = V_{\text{lixo anual}} \times \text{relação área/volume do aterro}$$

$$A_{\text{aterro anual}} = 4.171 \text{ m}^3 \text{ lixo aterrado/ano} \times 1/15 \text{ m}^2 \text{ aterro/m}^3 \text{ lixo aterrado}$$

$$A_{\text{aterro anual}} \cong 278 \text{ m}^2 \text{ aterro/ano}$$

Produção anual de lixiviado

O volume de lixiviado produzido anualmente aumentará a uma taxa constante em função do incremento da área superficial do aterro, podendo ser estimado em cada momento conforme a seguinte expressão:

$$P_{\text{lixiviado anual}} = \text{Área do aterro} \times \text{precipitação média anual} \times \text{coeficiente de produção de lixiviado}$$

Desta forma, tem-se:

$$P_{\text{lixiviado anual}} (\text{ano 1}) = 278 \text{ m}^2 \times 1350 \text{ mm/ano} \times 0,25 \cong 94 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/ano}$$

$$P_{\text{lixiviado anual}} (\text{ano 2}) = 556 \text{ m}^2 \times 1350 \text{ mm/ano} \times 0,25 \cong 188 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/ano}$$

$$P_{\text{lixiviado anual}} (\text{ano 20}) = 5562 \text{ m}^2 \times 1350 \text{ mm/ano} \times 0,25 \cong 1.877 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/ano}$$

Vazão anual de lixiviado drenado

O volume de lixiviado drenado anualmente será a soma resultante de duas parcelas: o volume de lixiviado produzido em determinado ano e o volume acumulado de lixiviado recirculado nos anos anteriores. Assim, considerando-se a recirculação de metade do volume total drenado (coeficiente de recirculação adotado igual a 100%), tem-se:

$$Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 1}) = P_{\text{lixiviado anual}} (\text{ano 1}) \cong 94 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/ano}$$

$$Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 2}) = P_{\text{lixiviado anual}} (\text{ano 2}) + 100\% \times Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 1}) = 188 \text{ m}^3 + 1,0 \times 94 \text{ m}^3$$

$$Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 2}) \cong 282 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/ano}$$

$$Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 3}) = P_{\text{lixiviado anual}} (\text{ano 3}) + 100\% \times Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 2}) = 282 \text{ m}^3 + 1,0 \times 282 \text{ m}^3$$

$$Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 3}) \cong 563 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/ano}$$

$$Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 20}) = P_{\text{lixiviado anual}} (\text{ano 20}) + 100\% \times Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 19}) = 1.877 + 1,0 \times 17.833 \text{ m}^3$$

$$Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 20}) \cong 19.710 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/ano}$$

Vazão média de lixiviado recirculado

Considerando-se a recirculação do volume total drenado (coeficiente de recirculação adotado igual a 100%), tem-se:

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano 1}) = 100\% \times Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 1}) = 1,0 \times 94 \text{ m}^3/\text{ano} / (8 \text{ h/dia} \times 365 \text{ dias/ano})$$

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano 1}) \cong 0,032 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/h}$$

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano 2}) = 100\% \times Q_{\text{drenagem}} (\text{ano 2}) = 1,0 \times 282 \text{ m}^3/\text{ano} / (8 \text{ h/dia} \times 365 \text{ dias/ano})$$

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano } 2) \cong 0,096 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/h}$$

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano } 3) = 100\% \times Q_{\text{drenagem}} (\text{ano } 3) = 1,0 \times 563 \text{ m}^3/\text{ano}/(8 \text{ h/dia} \times 365 \text{ dias/ano})$$

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano } 3) \cong 0,193 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/h}$$

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano } 20) = 100\% \times Q_{\text{drenagem}} (\text{ano } 20) = 1,0 \times 19710 \text{ m}^3/\text{ano}/(8 \text{ h/dia} \times 365 \text{ dias/ano})$$

$$Q_{\text{recirculação}} (\text{ano } 20) \cong 6,750 \text{ m}^3 \text{ lixiviado/h}$$

A Tabela 6.4 apresenta, para cada ano de projeto, os valores de volume e área do aterro, bem como as vazões referentes à produção, drenagem e recirculação de lixiviado.

Tabela 6.4 Estimativa do volume e área de aterramento e das vazões de projeto.

Ano	Volume do aterro (m ³)	Área do aterro (m ²)	Produção de lixiviado (m ³ /ano)	Drenagem de lixiviado (m ³ /ano)	Vazão de recirculação (m ³ /h)
1	4171	278	94	94	0,032
2	8343	556	188	282	0,096
3	12514	834	282	563	0,193
4	16686	1112	375	939	0,321
5	20857	1390	469	1408	0,482
6	25029	1669	563	1971	0,675
7	29200	1947	657	2628	0,900
8	33371	2225	751	3379	1,157
9	37543	2503	845	4224	1,446
10	41714	2781	939	5162	1,768
11	45886	3059	1032	6195	2,121
12	50057	3337	1126	7321	2,507
13	54229	3615	1220	8541	2,925
14	58400	3893	1314	9855	3,375
15	62571	4171	1408	11263	3,857
16	66743	4450	1502	12765	4,371
17	70914	4728	1596	14360	4,918
18	75086	5006	1689	16050	5,496
19	79257	5284	1783	17833	6,107
20	83429	5562	1877	19710	6,750

Carga orgânica total de lixiviado a ser tratada

Considerando-se as concentrações típicas de poluentes em líquidos lixiviados de aterros sanitários listadas na Tabela 6.1, bem como o tratamento do volume total drenado a cada ano (Tabela 6.4), é possível estimar as seguintes cargas orgânicas afluentes ao sistema de tratamento no início e término de operação do empreendimento:

$$\text{Carga orgânica (ano 1)} = 60.000 \text{ mg DQO/L} \times 94 \text{ m}^3/\text{ano} / (365 \text{ dias/ano})$$

$$\text{Carga orgânica (ano 1)} \cong 15,45 \text{ kg DQO/dia}$$

$$\text{Carga orgânica (ano 20)} = 80 \text{ mg DQO/L} \times 19710 \text{ m}^3/\text{ano} / (365 \text{ dias/ano})$$

$$\text{Carga orgânica (ano 20)} \cong 4,32 \text{ kg DQO/dia}$$

Estimativa das concentrações de matéria orgânica solúvel

Os resultados obtidos no trabalho experimental da UFMG, referentes às concentrações médias de DQO filtrada no lixiviado drenado das 3 diferentes linhas de operação, após 500 dias de monitoramento, permitiram, por meio de ajuste de relação cinética de primeira ordem (Figura 6.11), a dedução das equações apresentadas na Tabela 6.5.

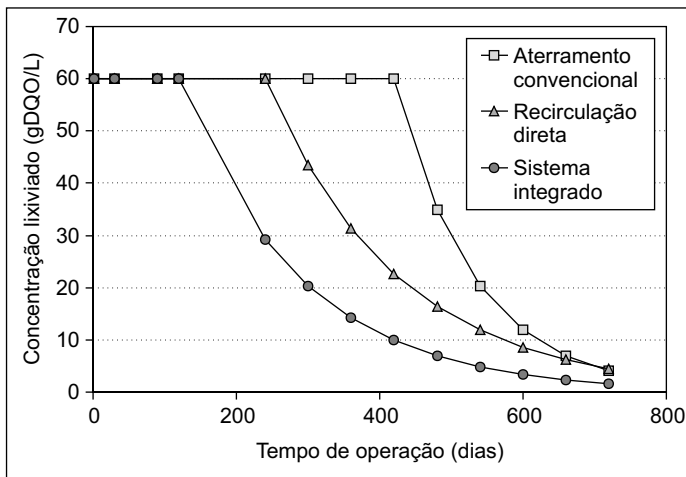


Figura 6.11 Curvas de ajuste dos resultados de DQO filtrada.

Tabela 6.5 Equações da cinética de decaimento de DQO filtrada, aferidas no trabalho da UFMG.

Condição de operação	Equação ¹	Validade	
Aterramento convencional	$C_f(t) \equiv C_0$	$t \leq 420$ dias	(6.1)
	$C_f(t) = C_0 \cdot \text{EXP}[-0,0090 \cdot (t - 420)]$	$t > 420$ dias	(6.2)
Recirculação direta	$C_f(t) \equiv C_0$	$t \leq 240$ dias	(6.3)
	$C_f(t) = C_0 \cdot \text{EXP}[-0,0054 \cdot (t - 240)]$	$t > 240$ dias	(6.4)
Sistema integrado	$C_f(t) \equiv C_0$	$t \leq 120$ dias	(6.5)
	$C_f(t) = C_0 \cdot \text{EXP}[-0,0060 \cdot (t - 120)]$	$t > 120$ dias	(6.6)

1. Sendo C_f e C_0 as concentrações finais e iniciais, expressas em g DQO_{filtrada}/L.

Considerando-se válida a extrapolação destes dados, pode-se estimar, segundo as equações 6.1 a 6.6, a variação da concentração da matéria orgânica solúvel na operação de um aterro submetido às diferentes condições estudadas, durante os 2 primeiros anos de operação do empreendimento (Tabela 6.6).

Tabela 6.6 Estimativa da variação temporal das concentrações de DQO filtrada, segundo diferentes condições operacionais.

Tempo de operação (dias)	Concentração de DQO filtrada (g/L)		
	Aterramento convencional	Recirculação direta	Sistema integrado
1	60,0	60,0	60,0
30	60,0	60,0	60,0
90	60,0	60,0	60,0
120	60,0	60,0	60,0
240	60,0	60,0	29,2
300	60,0	43,9	20,4
360	60,0	32,1	14,2
420	60,0	23,5	9,9
480	35,0	17,2	6,9
540	20,4	12,6	4,8
600	11,9	9,2	3,4
660	6,9	6,8	2,3
720	4,0	4,9	1,6

Referências Bibliográficas

- BARROS, R. T. V. *Resíduos sólidos*. Minas Gerais: (Apostila). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 1998.
- BORZACCONI, L.; LÓPEZ, I.; ANIDO, C. Metodología para la estimación y concentración de lixiviado de un relleno sanitario. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 1996, México. *Anais...* 1996, México, 1996.
- CLARETO, C. R.; CAMPOS, J. R. Tratamento biológico de líquidos percolados em reator anaeróbio compartimentado. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 1996, México. *Anais...* México, 1996.
- COLMANETTI, J. P.; BERNARDES, R. S.; PALMEIRA, E. M. Uso de reatores de batelada para digestão anaeróbia de resíduos sólidos municipais. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, 2000.
- COSTA, B. M. P.; LIBÂNIO, P. A. C.; CINTRA, I. S.; CHERNICHARO, C. A. L. *Comparação de metodologias de amostragem para caracterização física dos resíduos sólidos urbanos de Belo Horizonte*. PROSAB, 2001. (Edital III, Tema IV, Relatório Final).
- EPA. *Decision maker's guide to solid waste management*. Washington, D.C.: Municipal and Industrial Solid Waste Division, Office of Solid Waste, 1995. vol. 2.
- FERREIRA, J. A.; GIORDANO G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa, 2001.
- GANDOLLA, M. Proposal for future optimization of sanitary landfill gas urban refuse. Consorzio per l'eliminazione dei Reffitu del Luganase (CER) Bioggio, Swiss. In: SIMPÓSIO PARANAENSE SOBRE DESTINO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS, 1983, Curitiba. *Anais...* Curitiba, 1983.
- GOMES, L. P.; POVINELLI, J.; VAZOLLER, R. F. Biodegradação anaeróbia de celulose a partir de cultura bacteriana mista presente no chorume de depósito de lixo urbano a céu aberto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 1999.
- GONZÁLEZ, L. G. I.; SÁNCHEZ, G. J. Estabilización acelerada de los residuos sólidos en un relleno sanitario. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 1996, México. *Anais...* México, 1996.
- HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu, 1997.

- HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. Concepção do sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus, BA. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *Anais...* Porto Seguro, 2000.
- IPT/CEMPRE. *Lixo municipal*. Manual de Gerenciamento Integrado. 2. ed. São Paulo, 2000. 370 p.
- LEITE, V. D. *Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial*. 1997. Tese (Doutorado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos.
- LEITE, V. D.; POVINELLI, J.; VAZQUEZ, V. R. C. Modelo de bioconversão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 1999.
- LIBÂNIO, P. A. C. *Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume*. 2002. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, Belo Horizonte.
- LIMA, L. M. Q. Biorremediação de áreas degradadas por resíduos sólidos: a experiência do Brasil. In: SEMINÁRIO DE RECICLAGEM DO LIXO URBANO PARA FINS INDUSTRIAIS E AGRÍCOLAS, 2000, Belém. *Anais...* Belém, 2000.
- PALMA, J. H. G.; VALENZUELA, P. I. T.; ESPINACE, R. H. A. Reducción de los tiempos de estabilización en rellenos sanitarios operados con recirculación de lixiviados tratados. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, 2000.
- PESSIN, N.; SILVA, A. R.; BRUSTOLIN, I.; MANDELLI, S. M. C.; PANAROTTO, C. T. Variação da composição dos líquidos percolados do aterro sanitário de São Giácomo, Caxias do Sul, RS. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu, 1997.
- PESSIN, N.; SILVA, A. R.; MANDELLI, S. M. C.; BRUSTOLIN, I.; PANAROTTO, C. T. Contribuição do monitoramento ambiental para o entendimento do processo de estabilização de resíduos sólidos domiciliares em aterros sanitários. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *Anais...* Porto Seguro, 2000.
- PIMENTEL JÚNIOR, A. C. N. Co-disposição de resíduos sólidos industriais não-inertes e inertes em aterro sanitário. *Revista Gerenciamento Ambiental*, n. 10, 1996.
- POHLAND, F. G.; MAYER, P. R. Landfill stabilization with Leachate Recycle. In: ANNUAL ENVIRONMENTAL ENGINEERING AND SCIENCE CONFERENCE, 1973, Louisville, Kentucky. *Proceedings...* Kentucky, 1973.
- RUSSO, M. A. T.; VIEIRA, J. M. P. Estudos sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9. 2000, Porto Seguro. *Anais...* Porto Seguro, 2000.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. A. *Integrated solid waste management – engineering principles and management issues*. McGraw-Hill International Editions, 1993, 978 p.