



REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR PROCESSO ANAERÓBIO E DISPOSIÇÃO CONTROLADA NO SOLO

INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES

PUC-PR, UFMG, UFPb, UFRGS, UFRN, UNICAMP, USP



AUTORES

Adrianus C. Van Haandel – UFPb
Bruno Coraucci Filho – UNICAMP
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo – UFMG
Cícero Onofre de Andrade Neto – UFRN
David da Motta Marques – UFRGS
Edson Abdul Nour – UNICAMP
Eugenio Foresti – USP
Fabiana De Nadai Andreoli – PUC-PR
Hênio Normando de Souza Melo – UFRN
José Roberto Campos – USP
José Almir Rodrigues Pereira – UFPA
Josmar Davilson Pagliuso – USP
Lourdinha Florêncio – UFPE
Luis Fernando Cybis – UFRGS
Luiz Olinto Monteggia – UFRGS
Manoel Lucas Filho – UFRN
Marcelo Zaiat – USP
Marcos Von Sperling – UFMG
Mario Takayuki Kato – UFPE
Miguel Mansur Aisse – PUC-PR
Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti – UFPb
Pedro Além Sobrinho – USP
Roberto Feijó de Figueiredo – UNICAMP
Ronaldo Stefanutti – UNICAMP



Apresentação

Esta publicação é um dos produtos resultantes da Rede de Pesquisas formada no âmbito do Edital 01 do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) em torno do tema *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*, e que foi coordenada pelo Prof. José Roberto Campos, da Escola de Engenharia de São Carlos-USP.

Gerido pela FINEP, o PROSAB tem por prioridade o desenvolvimento e o aperfeiçoamento de tecnologias voltadas para a ampliação da cobertura dos serviços de saneamento e, conseqüentemente, para a melhoria das condições de vida da população brasileira. Para tanto, o programa financia redes cooperativas de pesquisas nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos que tenham por base a revisão do padrão tecnológico atual, estabelecendo normas e padrões adequados às particularidades regionais e locais de um país com escassez de recursos e de dimensão continental como o Brasil, e que observem, sempre, a necessidade de preservar ou recuperar o meio ambiente.

A implementação do PROSAB por meio de redes de pesquisas cooperativas se deve a múltiplos fatores, dentre os quais destaca-se a abordagem integrada das ações dentro de um determinado tema, o que otimiza a aplicação dos recursos e evita a duplicidade e a pulverização de iniciativas. As redes incentivam a integração entre os pesquisadores das diferentes instituições, possibilitam a disseminação da informação entre seus integrantes e promovem a capacitação permanente de instituições emergentes, além de permitir a padronização de metodologias de análise e estimular o desenvolvimento de parcerias.

Um grupo interinstitucional, responsável pela coordenação do PROSAB, orienta as ações de fomento, definindo, periodicamente, os temas prioritários para a formação das redes cooperativas de pesquisas e que são tornados públicos por meio de editais. Esse grupo coordenador auxilia a FINEP e o CNPq na tomada de decisões, emitindo parecer sobre as propostas apresentadas, indicando consultores *ad hoc*, acompanhando permanentemente o programa e corrigindo desvios quando necessário. Já foram lançados, até o momento, dois editais do PROSAB envolvendo 17 e 27 grupos de pesquisa, respectivamente, contando com recursos financeiros da FINEP, CNPq, CAIXA e CAPES, e o apoio da ABES e da SEPURB.

A divulgação das realizações do programa é feita por meio da home page do PROSAB (<http://www.sanepar.pr.gov.br/prosab>), da publicação de artigos na revista *BIO* da ABES, da apresentação do programa em diversos eventos da área, do portfólio dos projetos e da publicação de livros e manuais para distribuição às prefeituras e aos órgãos de serviços de saneamento. Os resultados finais dos projetos desenvolvidos no âmbito de cada edital também são publicados sob a forma de coletânea de artigos.





GRUPO COORDENADOR DO PROSAB

Prof. Jurandyr Povinelli – EESC
jpovinel@sc.usp.br

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

Deíza Lara Pinto – CNPq
dcorrea@sc.usp.br

Wilson Auerswald – CNPq
Wilson_Auerswald@sirius.cnpq.br

Marcos Helano Montenegro – CAESB
marcoshelano@yahoo.com

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

Sandra Bondarowsky – CAIXA
cbarroso@ruralrj.com.br

Dalmo Albuquerque Lima – MCT
dalmo@mct.gov.br

Elisabete Pinto Guedes – FINEP
epguedes@finep.gov.br

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



RECOPE – REDE COOPERATIVA DE PESQUISA

O RECOPE, subprograma do PRODENGE, apoiado com recursos do contrato de financiamento FINEP-BID 880-OC/BR, contempla o desenvolvimento de redes de pesquisas em áreas prioritárias da engenharia, envolvendo a interação entre instituições de pesquisa e empresas.

O PROSAB inclui-se no RECOPE.



José Roberto Campos
(*coordenador*)

**TRATAMENTO DE ESGOTOS
SANITÁRIOS POR PROCESSO
ANAERÓBIO E DISPOSIÇÃO
CONTROLADA NO SOLO**

Rio de Janeiro – RJ
1999

Copyright © 1999 ABES – RJ

1ª Edição – tiragem: 1.500 exemplares

Projeto gráfico, revisão, editoração eletrônica e fotolitos:

RiMa Artes e Textos
Av. Dr. Carlos Botelho, 1816, salas 30/31
CEP 13560-250 – São Carlos-SP
Fone/Fax: (016) 272-5269

Coordenador e revisor técnico:

José Roberto Campos

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

T776 Tratamento de esgotos sanitários por processo
 anaeróbio e disposição controlada no solo /
 José Roberto Campos (coordenador). -- Rio de
 Janeiro : ABES, 1999.
 464 p. : il.
 Projeto PROSAB.

1. Tratamento anaeróbio. 2. Tratamento de
esgotos. 3. Reatores anaeróbios. 4. Disposição no
solo. 5. Tratamento de esgoto no solo. I. Campos,
José Roberto.



José Roberto Campos

(coordenador)

Coordenadores de Projeto

PUC-PR: Miguel Mansur Aisse

UFMG: Carlos Augusto L. Chernicharo

UFPb: Adrianus Van Haandel

UFRGS: Luiz Olinto Monteggia

UFRN: Hênio Normando de Souza Melo

UNICAMP: Bruno Coraucci Filho

USP: José Roberto Campos

Consultores

Pedro Além Sobrinho – USP

Mario Takayuki Kato – UFPE

Nossa homenagem:

Jurandyr Povinelli

*Pela sua capacidade de concretizar planos, liderança
e respeito ao ser humano e ao trabalho.*

Célia Maria Poppe de Figueiredo e

Elisabete Pinto Guedes

*Com carinho, pela amizade, simpatia e sensibilidade; com
respeito, pela competência, eficiência e colaboração.*

Os autores

Capítulo 1

Introdução

Cícero Onofre de Andrade Neto e José Roberto Campos

1.1 Generalidades

A disposição de esgotos brutos no solo ou em corpos receptores naturais, como lagoas, rios, oceanos, é uma alternativa que foi e ainda é empregada de forma muito intensa.

Dependendo da carga orgânica lançada, os esgotos provocam a total degradação do ambiente (solo, água e ar) ou, em outros casos, o meio demonstra ter condições de receber e de decompor os contaminantes até alcançar um nível que não cause problemas ou alterações acentuadas que prejudiquem o ecossistema local e circunvizinho.

Esse fato demonstra que a natureza tem condições de promover o “tratamento” dos esgotos, desde que não ocorra sobrecarga e que haja boas condições ambientais que permitam a evolução, reprodução e crescimento de organismos que decompõem a matéria orgânica.

Em outras palavras, o tratamento biológico de esgotos é um fenômeno que pode ocorrer naturalmente no solo ou na água, desde que predominem condições apropriadas.

Uma estação de tratamento de esgotos é, em essência, um sistema que explora esses mesmos organismos que proliferam no solo e na água.

Em estações de tratamento procura-se, no entanto, “otimizar” os processos e minimizar custos, para que se consiga a maior eficiência possível, respeitando-se as restrições que se impõem pela proteção do corpo receptor e pelas limitações de recursos disponíveis.

Em estações de tratamento procura-se, geralmente, reduzir o tempo de detenção hidráulica (tempo médio que o esgoto fica retido no sistema) e aumentar a eficiência

das reações bioquímicas, de maneira que se atinja determinado nível de redução de carga orgânica, em tempo e espaço muito inferiores em relação ao que se espera que ocorra no ambiente natural.

Assim sendo, mesmo a disposição no solo pode constituir-se em uma excelente forma de tratamento, desde que se respeite a capacidade natural do meio e dos microrganismos decompositores presentes.

A evolução da tecnologia de tratamento de esgotos em ambiente confinado e controlado iniciou-se com a constatação de que lagoas poderiam ser utilizadas para esse fim e também com as proposições, em 1893 e 1914, de sistemas que hoje são conhecidos como tanques sépticos e lodos ativados aeróbios, respectivamente.

Durante muito tempo, no passado, acreditava-se que águas residuárias poderiam ser tratadas com elevada eficiência apenas quando se empregavam processos aeróbios (oxigênio presente na forma molecular O_2) e que o processo anaeróbio (ausência de oxigênio) só se aplicava à digestão de lodos, com elevada concentração de sólidos orgânicos. Assim sendo, o processo anaeróbio só era utilizado na digestão de lodos concentrados de estações de tratamento, em certos tipos de lagoas e em digestores rurais. Em certos casos, até se efetuava o aproveitamento de biogás, que pode apresentar elevada concentração de metano (CH_4), que é um gás combustível.

A evolução acelerada dos conhecimentos e do emprego de reatores anaeróbios não convencionais para o tratamento de despejos líquidos contendo quantidades relativamente pequenas de matéria orgânica é devida, em grande parte, à contribuição inicial oriunda do trabalho dos pesquisadores James C. Young e Perry L. McCarty, na década de 1960. Vale lembrar que os esgotos sanitários são considerados como águas residuárias com baixa concentração.

Os novos reatores foram concebidos fundamentalmente com base no melhor conhecimento do processo anaeróbio e, principalmente, na verificação da viabilidade de se dispor de diferentes maneiras para conseguir tempo de retenção celular (tempo médio que os microrganismos ficam retidos no sistema) sensivelmente superior ao tempo de detenção hidráulica nas unidades de tratamento anaeróbio.

O aumento do tempo de retenção celular, em relação ao tempo de detenção hidráulica nos reatores anaeróbios não convencionais, tem sido conseguido por meio da construção de unidades cuja concepção e operação apóiam-se nos conceitos que são descritos sucintamente a seguir:

- a) Retenção de microrganismos nos interstícios existentes em leito de pedra ou de outro material suporte adequado que constitui parte de um reator (unidade na qual ocorre conversão de algum material por processo biológico ou químico) anaeróbio com fluxo ascendente ou descendente. Nesse caso, são incluídos os

filtros anaeróbios, nos quais tem sido constatado que, apesar de ocorrer a aderência de filme biológico ao meio suporte, a parcela significativa de microrganismos encontra-se nos interstícios do leito.

- b) Produção de uma região no reator com elevada concentração de microrganismos ativos que obrigatoriamente é atravessada (e misturada) pelo fluxo ascendente dos despejos a serem tratados. Esse princípio é explorado nos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB) e nos reatores anaeróbios compartimentados.
- c) Imobilização de microrganismos mediante sua aderência a superfícies fixas ou à superfície de material particulado móvel. Os reatores de leito expandido ou fluidificado fundamentam-se essencialmente nesse princípio, tendo-se em vista que a grande parcela de microrganismos ativos encontra-se aderida às partículas que constituem o seu leito.

Atualmente já se tem uma idéia generalizada de que ambos os processos biológicos, aeróbio e anaeróbio, podem ser aplicados para o tratamento de esgotos sanitários, cada qual apresentando uma série de aspectos positivos e, naturalmente, outra série de aspectos negativos.

Assim sendo, em cada caso, devem-se ponderar ambas as possibilidades para que se chegue realmente à solução mais apropriada para uma determinada cidade.

Além do crescimento do número de alternativas para tratamento, também a tecnologia de projeto, construção e operação do sistema evoluiu de forma apreciável nos anos mais recentes.

Durante os últimos 20 anos, verificou-se uma verdadeira revolução nos conceitos concernentes com o tratamento de águas residuárias. Nesse período, além de ampliar e valorizar a aplicabilidade do processo anaeróbio, também foi aumentado significativamente o número de alternativas para concepção física das unidades para conversões biológicas.

Os pesquisadores e os profissionais da área aprenderam a trabalhar em equipe e deixaram de apenas supervisionar as partes puramente civil e eletromecânica das estações de tratamento.

A consciência atual coloca em destaque a importância da multidisciplinariedade do assunto e envolve elementos de biologia, microbiologia, bioquímica, engenharias, arquitetura, economia, política, sociologia e educação ambiental.

As unidades já não são vistas como simples tanques, em concreto, em chapa metálica etc. Hoje essas unidades são estudadas como reatores em que ocorrem transformações complexas, com a participação de organismos vivos.

Há que se tentar a otimização da construção, da operação e da manutenção do reator (custos) fundamentada na otimização do processo biológico.

No que se refere a custos para implantação de sistemas de tratamento, as cifras relacionadas com as necessidades do Brasil são impressionantes, pois, atualmente, apenas cerca de 40% da população urbana é servida com redes coletoras, sendo que a situação da população rural ainda é grave. Outro fato, também decepcionante, reside na constatação de que apenas cerca de 10% dos esgotos são submetidos a algum tipo de tratamento.

Estima-se, de maneira aproximada, que atualmente, no Brasil, seria necessário investir mais de 40 bilhões de reais em saneamento básico (água, esgotos e lixo), para que sejam atingidas condições adequadas e desejáveis.

Finalizando essa introdução sobre o tema, pode-se sintetizar que há muitas alternativas para tratamento de esgotos, desde uma simples, porém controlada, disposição no solo até sofisticadas estações completamente automatizadas.

Dentro desse contexto, conclui-se que, para cada cidade, em função de suas características próprias, deve-se sempre escolher aquela solução que corresponda a uma eficiência e a custos compatíveis com as circunstâncias que prevalecem no local.

1.2 Características de Esgotos Sanitários

A primeira medida para iniciar o levantamento de dados para elaboração de um projeto de sistema de tratamento de esgotos relaciona-se com a determinação da qualidade e da quantidade dos esgotos que serão encaminhados à estação depuradora.

Deve-se determinar a variação da vazão e da qualidade dessas águas, para que seja possível um dimensionamento mais próximo da realidade e não baseado apenas em dados obtidos em bibliografia.

Devem-se efetuar medições de vazão e coletar amostras representativas para que se tenha uma caracterização quantitativa real. Além do mais, por meio de extrapolações fundamentadas no crescimento populacional e industrial previsto para pelo menos 10 a 20 anos, é obrigatória a definição do alcance de projeto associado a estimativas, as mais seguras possíveis.

De maneira geral, as vazões de esgotos variam durante o dia, de acordo com os usos e costumes de uma dada comunidade, porém uma idéia geral dessa variação pode ser observada na Figura 1.1, em que se mostra um hidrograma típico bastante comum. Naturalmente, a vazão média também varia nos diferentes dias da semana e nas diferentes estações do ano. Na figura, os valores de Q_{\min} e Q_{\max} em relação a $Q_{\text{méd}}$ são apenas ilustrativas, pois podem variar caso a caso.

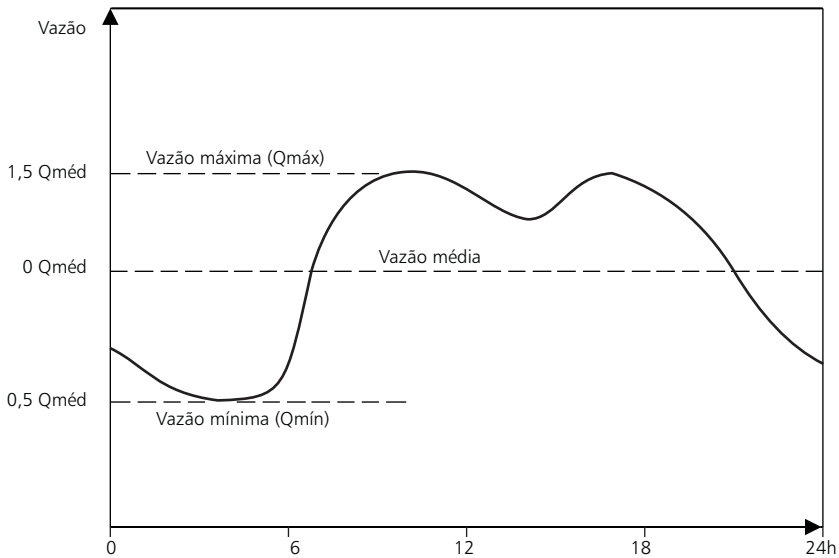


Figura 1.1 Variação diária típica de vazão de esgotos sanitários.

Além das águas usadas em atividades domésticas, também têm acesso à rede coletora aquelas águas provenientes de usos industriais, águas de infiltração etc. No Brasil, usa-se o sistema denominado *separador absoluto*, que não permite a introdução de águas pluviais, porém, em ocasiões de chuvas, sempre ocorre a penetração desse tipo de água por meio de tampões de poço-de-visita, de lançamentos clandestinos etc., atingindo vazões consideráveis.

Esse fato exige que, junto à chegada dos esgotos, em estações de tratamento, sempre seja previsto um extravasor para impedir que a vazão que tem acesso à instalação supere aquela correspondente à vazão de projeto. Evidentemente, a atitude correta seria prever o tratamento dessa vazão excedente.

De maneira geral, as vazões de esgotos que têm acesso a uma estação de tratamento variam aproximadamente de acordo com certos padrões que podem ser explicados, aproximadamente, pelas equações que fornecem dados em litros por segundo (l/s).

- Vazão mínima:

$$Q_{\text{mín}} = \frac{0,323 \cdot T}{86.400 \cdot 2} + (0,1) + 4 \cdot Q_{\text{IND.MÍN}} + 2.875,26$$

- Vazão média

$$Q_{\text{méd}} = \frac{0,323 \cdot T}{86.400} + (0,1) + 4 \cdot Q_{\text{IND.MÉD}} + 2.875,26$$

- Vazão no dia de maior consumo:

$$Q_{\text{dia}} = \frac{C \cdot 323 \cdot T \cdot \dots \cdot 1}{86.400} + (\dots, 1) + 4 \cdot Q_{\text{IND.MÉD}} + 287526$$

- Vazão na hora de maior consumo:

$$Q_{\text{hora}} = \frac{C \cdot 323 \cdot T \cdot \dots \cdot 1 \cdot \dots \cdot 2}{86.400} + (\dots, 1) + 4 \cdot Q_{\text{IND.MÁX}} + 287526$$

em que:

C: relação entre a vazão de esgotos que tem acesso ao sistema coletor e a vazão de água distribuída à população. Varia entre 0,70 a 1,30, mais comumente, C = 0,80

POP: população a ser atendida (habitantes)

Q: consumo médio diário de água *per capita*.

- população permanente: 100 a 350 l/pessoa dia, geralmente
- população flutuante: 50 a 200 l/pessoa dia

Q_{IND} : contribuição industrial (l/s)

INF: infiltração na rede (0,20 a 10 l/s km, geralmente)

L: comprimento da rede (km)

K_1 : coeficiente do dia de maior consumo, varia entre 1,20 e 1,50 (comumente: 1,25)

K_2 : coeficiente da hora de maior consumo, varia entre 1,50 e 1,30 (comumente: 1,50)

Essas fórmulas são comumente utilizadas para estimativas de vazão para projeto, porém é importante que todos os parâmetros inclusos nas mesmas sejam medidos ou determinados *in loco* para que não se incorra em erros grosseiros.

Além de estudos cuidadosos para avaliação de vazões atuais e futuras, dentro do horizonte de projeto, deve-se fazer uma perfeita caracterização dos esgotos por meio de coleta e exame de amostras representativas.

De maneira geral, os esgotos sanitários possuem mais de 98% de sua composição constituída por água, porém há contaminantes, entre os quais destacam-se: sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas: 40% a 60%; carboidratos: 25% a 50%; e óleos e graxas: 10%), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, ocasionalmente, contaminantes tóxicos decorrentes de atividades industriais ou acidentais.

Dada a dificuldade em caracterizar todos os patogênicos presentes, adota-se como recurso a determinação da densidade de microrganismos coliformes, NMP (número mais provável de coliformes/100 ml de amostra), que indiretamente constitui um indicador da presença provável de organismos patogênicos nesse meio. Organismos coliformes são bactérias que têm seu hábitat favorável no trato intestinal de animais de sangue quente.

De maneira geral, devem ser coletadas amostras e determinados pelo menos os seguintes parâmetros: pH, temperatura, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), nitrogênio (nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitritos e nitratos), fósforo, alcalinidade, materiais solúveis em hexano, sólidos sedimentáveis, resíduos (em suas diferentes formas: suspensos, dissolvidos, fixos e voláteis), coliformes totais e coliformes fecais. Recentemente, também a avaliação do número de nematóides começou a receber maior atenção.

Quando há lançamentos de águas residuárias de indústrias, deve-se fazer levantamento perfeito das cargas correspondentes e da natureza e tipo de efluente com essa origem, pois pode ocorrer a presença de substâncias refratárias ao tratamento ou de substâncias inibidoras ou tóxicas.

Em cada caso, deve-se definir alguns parâmetros adicionais para comporem o elenco de análises e determinações com amostras dos esgotos que terão acesso ao tratamento, entre os quais podem-se citar: metais pesados, pesticidas etc.

Entre os parâmetros citados é muito importante destacar algumas considerações sobre a DBO. Em esgotos sanitários, a DBO geralmente varia na faixa de 150 a 600 mg/l, em média.

Isso significa, de forma grosseira, que cada litro de esgoto lançado em um corpo aquático pode provocar consumo de 150 a 600 mg/l de oxigênio disponível nesse meio, por intermédio das reações bioquímicas (respiração de microrganismos, principalmente). Esse ensaio é padronizado para a temperatura de 20°C e 5 dias de duração. Isso significa que, na realidade, o consumo de oxigênio pode ser maior ou menor do que aquele determinado em laboratório, pois, no meio natural, há outras variáveis não ponderadas no ensaio.

Para ter uma idéia grosseira da contribuição de cada pessoa na degradação da água de um corpo d'água natural é interessante notar que as atividades normais de um ser humano leva à "produção" de cerca de 50 a 60 g de $DBO_{20^{\circ}C, 5d}$ por dia, ou seja, cada pessoa, por meio de seus esgotos, provoca consumo de oxigênio no corpo receptor da ordem de 50 a 60g.

Em termos grosseiros, se for considerado que um corpo receptor "sadio" tem geralmente teor de oxigênio dissolvido de aproximadamente 7 mg/l, cada pessoa provoca

a redução desse teor para zero mg/l, correspondente a um volume de 8 m³/dia, aproximadamente (54 g de DBO_{20°C,5d}/pessoa · dia).

Extrapolando-se para uma cidade de 100.000 habitantes, por exemplo, chega-se a um volume da ordem de 800.000 m³/dia.

No que se refere à contaminação do corpo receptor por microrganismos potencialmente patogênicos, um número bastante representativo refere-se ao NMP de coliformes por 100 ml, característico dos esgotos sanitários. A faixa de valores mais comuns encontra-se entre 10⁶ e 10⁸ NMP/100 ml.

Isso significa que, em cada litro de esgoto bruto lançado em um rio, tem-se de 10⁷ a 10⁹ organismos coliformes, que indiretamente podem estar relacionados com a presença de patogênicos.

1.3 Definição do Número de Estações e do Nível de Tratamento

Tanto o estabelecimento do número de estações como a definição de eficiência necessária para o tratamento são decisões que não podem ser tomadas sem avaliação muito cuidadosa de diversos fatores locais, como classe, tipo e natureza do corpo receptor, áreas disponíveis para implantação do sistema, recursos disponíveis, condições da rede coletora existente etc.

A seguir, será apresentado um apanhado geral sobre os principais fatores que interferem nessas condições básicas.

Como já foi mostrado anteriormente, ao se lançarem os esgotos em um rio, por exemplo, poderá ocorrer redução acentuada do oxigênio presente nesse corpo receptor.

Na Figura 1.2 apresenta-se um exemplo de curva de variação do oxigênio em um rio que recebeu uma descarga concentrada de esgotos. Note que, nesse caso, ao longo do curso do rio, a concentração de oxigênio foi reduzida de 8,0 g/l até próximo a 2,0 mg/l e, depois, lentamente esse teor elevou-se até alcançar valor próximo àquele que havia previamente.

Nesse caso, nas águas desse rio continuou a prevalecer atividade aeróbia em nível adequado para a sobrevivência de um número significativo de peixes, pois a concentração de oxigênio manteve-se superior a 2,0 mg/l. Como todo rio tem uma capacidade de autodepuração compatível com a sua vazão, turbulência das águas, temperatura etc., houve a reaeração dessas águas (introdução do oxigênio por meio da superfície e também por atividade de algas) e a recuperação natural desse corpo receptor, depois de uma extensão que pode variar de algumas dezenas a centenas de quilômetros.

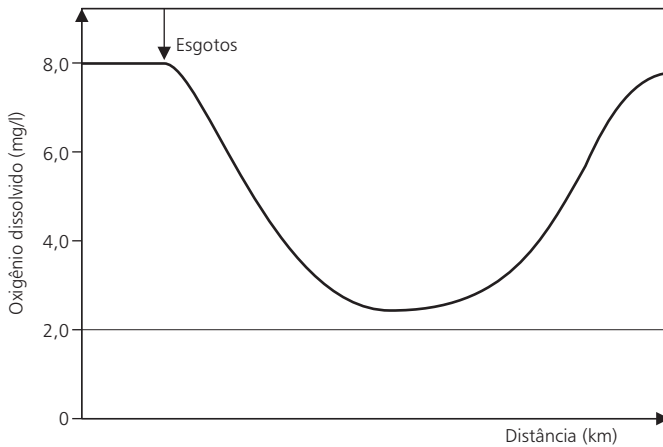


Figura 1.2 Efeito do lançamento de esgotos em um rio.

Em outros casos, a descarga de esgotos pode provocar situação catastrófica para a vida aquática que depende de meio aeróbio. O rio pode não ter condições de manter condições aeróbias em toda a sua extensão, pois mesmo ocorrendo a aeração natural, pode haver trecho onde a concentração de oxigênio se reduz a zero. Nesse trecho, então, ocorre a anaerobiose e a morte de praticamente todos os peixes.

Esses comentários demonstram claramente que, para cada caso, deve-se determinar a máxima carga que se pode lançar em um rio para que não se provoquem alterações sérias nesse ecossistema. Logicamente, o ideal seria que a eficiência da estação fosse sempre de 100%, porém, à medida que se aumenta a eficiência de uma estação, a partir de 80%, os custos de implantação e de operação crescem de maneira muito acentuada.

Lançar, por exemplo, os esgotos de uma cidade de 10.000 habitantes no rio Amazonas é algo completamente diferente de lançá-los em um pequeno córrego com 0,50 m de largura. No primeiro caso, os efeitos na vida aquática são quase desprezíveis, porém, no segundo, são catastróficos.

Baseando-se nesses conceitos, a legislação em vigor estabelece padrões de qualidade associados às características que devem ser respeitadas no corpo receptor, e padrões de emissão relativos às características que devem ser respeitadas nos efluentes industriais ou esgotos sanitários tratados, para ser possível seu lançamento em um corpo receptor.

Sugere-se que todo administrador municipal tenha em mãos toda Legislação Federal sobre esse tema e, também, a Legislação Estadual, mais específica e objetiva, sobre a região.

Assim sendo, quando se quiser determinar o nível de tratamento necessário, deve-se conhecer paralelamente as características do corpo receptor e a classe à qual pertence, de acordo com deliberação do Órgão Estadual de Controle de Poluição e do Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Conhecendo-se sua classe, pode-se saber exatamente as características que devem ser respeitadas nesse rio, mesmo após o lançamento de esgotos tratados.

Com base na capacidade de autodepuração do rio e em respeito aos padrões de qualidade a serem mantidos no mesmo, em função da sua classe, pode-se definir as características que deverão ter os esgotos tratados.

A fim de obedecer aos padrões de qualidade do corpo receptor, também deve-se respeitar aos padrões de emissão relativos às águas residuárias tratadas.

Com base no exposto, fica claro que a eficiência do tratamento só pode ser definida depois de consultar a legislação e ter dados precisos sobre o corpo receptor em questão.

Como diretriz básica e preliminar mínima, deve-se sempre procurar alcançar eficiência na remoção de DBO superior a 80% ou deve-se procurar ter efluentes tratados com DBO inferior a 60 mg/l. Naturalmente, além de considerar esse parâmetro, também devem ser respeitados limites associados a outros, como sólidos suspensos, NMP de coliformes etc., constantes dos padrões de emissão. Geralmente, na prática, para respeitar os padrões de qualidade, as condições são mais restritivas.

Em relação ao número de estações de tratamento de esgotos a ser implantado em uma cidade, naturalmente, outra série de fatores deve ser levada em consideração para que se chegue a uma conclusão que ofereça os melhores resultados em termos técnicos, econômicos e ambientais.

Dois fatores que, em muitos casos, obrigam a direcionar essa escolha se referem à disponibilidade de espaço e à configuração do sistema de coleta e de transporte de esgotos já existentes na cidade. Por exemplo, pode ocorrer o caso, simplificada e mostrada na Figura 1.3, em que a cidade já possui implantados coletores, interceptores e emissários que conduzem todo o volume de esgotos produzidos na área urbana até um único ponto, no qual há a opção por uma única estação de tratamento nesse referido local.

Até recentemente, os projetistas geralmente optavam pela solução mostrada na Figura 1.3, sem qualquer estudo preliminar aprofundado, porém, atualmente, tem-se a certeza de que para determinar a melhor alternativa, no que concerne ao número de estações a serem implantadas, deve-se fazer um estudo econômico e ambiental cuidadoso relativo à análise de custos de obras, operação e manutenção. Nota-se que, quando se procura concentrar todo o volume de esgotos de uma cidade em um ponto único, é

preciso aumentar o diâmetro das canalizações à medida que aumenta a área servida. Além disso, geralmente, tem-se de construir sistemas de bombeamento para, eventualmente, lançar os esgotos de uma ou mais sub-bacias até canalizações que posteriormente conduzem os esgotos ao local de tratamento.

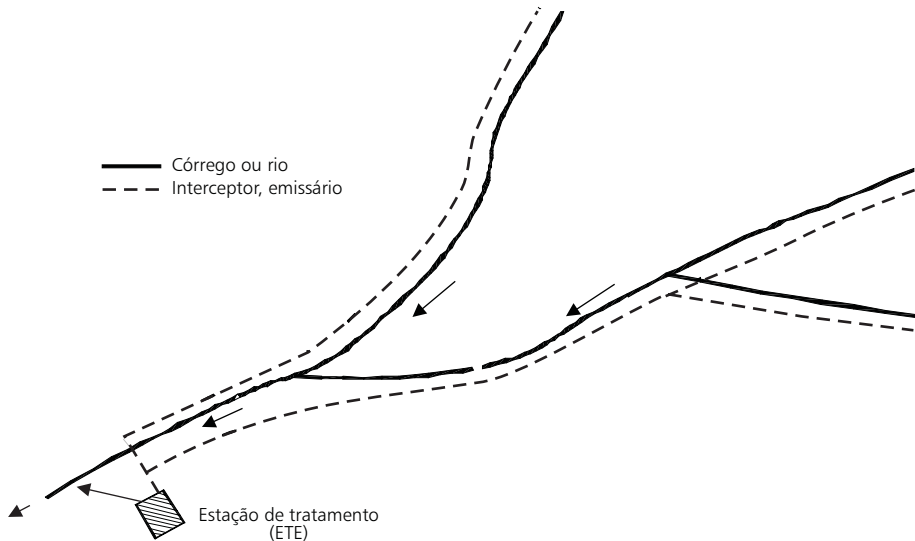


Figura 1.3 Localização de estação de tratamento de esgoto em cidades que dispõem de redes que concentram os esgotos em um único local.

Evidentemente, esses componentes têm custos de construção e de operação consideráveis, que não devem ser ignorados no momento de fazer opções técnicas e econômicas.

Na Figura 1.4 é mostrado esquema para a mesma situação em que se prevê a construção de 3 estações. Nota-se, nesse caso, que os diâmetros finais dos interceptores e emissários são menores, redundando em menor custo para transporte dos esgotos.

Por outro lado, geralmente o custo por metro cúbico tratado pode diminuir, dentro de certos limites, à medida que aumenta a capacidade de uma estação de tratamento de esgotos. Adicionalmente, caso haja diversas estações espalhadas, evidentemente tem-se de dispor de maior número de funcionários e, naturalmente, os serviços de controle ficam mais complexos.

Isso demonstra que a escolha do número de estações não é algo tão fácil como aparenta e constitui uma decisão importante, principalmente no que se refere à otimização de custos.

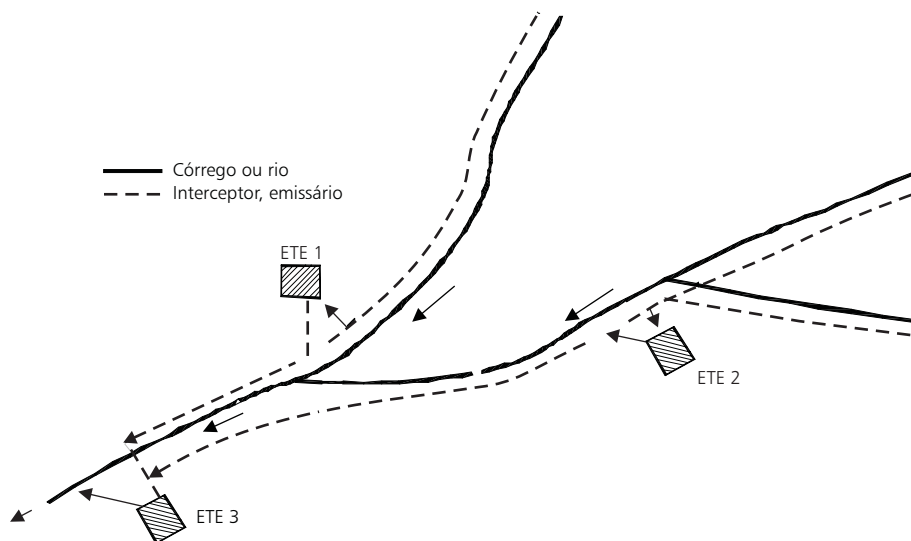


Figura 1.4 Localização de estações de tratamento de esgoto em cidades que dispõem de rede projetada, prevendo-se a construção de diversas estações.

Para encerrar essa abordagem, é muito importante citar o fato de que, independentemente do número de estações adotado, o projetista sempre deve pensar na possibilidade de modular as estações de tratamento para facilitar a ampliação da mesma e otimizar sua operação e manutenção.

Assim, por exemplo, se para uma cidade que pretende tratar esgotos de 300.000 habitantes foram previstas duas estações, uma para atender a 180.000 habitantes e outra para 120.000 habitantes, pode-se perfeitamente imaginar um módulo para tratar esgotos de 30.000 habitantes, de forma que seriam construídas duas estações, uma constituída de 4 módulos e outra, de 6 módulos. Evidentemente, ao escolher a capacidade do módulo, também deve-se ter justificativa técnica e econômica.

Nota-se que, ao modular uma estação, reduz-se drasticamente a necessidade de construí-la de uma só vez, eliminando a necessidade de grandes empréstimos e diluindo a responsabilidade de sua evolução, por exemplo, em uma, duas ou três gestões administrativas. Naturalmente, à primeira gestão caberá a elaboração do projeto, desapropriação da área e implantação de um certo número inicial de módulos. Às gestões seguintes a obrigação se restringirá à continuidade de implantação de novos módulos.

1.4 Etapas de Estudos para Concepção de Sistemas de Tratamento de Esgotos

Nos itens seguintes são destacados alguns fatores que influenciam de maneira acentuada a concepção de sistemas de tratamento de esgotos. A esses fatores se somam muitos outros, que tornam as tomadas de decisão ainda mais complexas.

Nota-se que, ao implantar uma estação de tratamento, esse sistema provocará certo impacto ambiental na área circunvizinha, que pode ser negativo ou quase desprezível.

Portanto, além de pensar na parte puramente técnica, também é preciso ponderar os aspectos ambientais e estético (arquitetura, urbanismo e paisagismo), para que essa obra não venha a ser algo que agrida os sentimentos dos moradores da região e daqueles que venham visitar a estação de tratamento.

Por outro lado, essa obra pode também provocar alterações no ambiente vizinho em consequência da exalação de maus odores e pelo tráfego de veículos que fatalmente terão de afastar resíduos sólidos do local.

A esses fatores devem ser somados outros, entre os quais aqueles relacionados com possibilidades de contaminação do lençol de água subterrânea, arraste de materiais pelas águas pluviais até corpos d'água etc.

Dois parâmetros fundamentais que também não devem ser esquecidos referem-se à produção de lodo e ao consumo de energia.

No Brasil, e em quase todos os países do mundo, o problema de afastamento, tratamento e de disposição de resíduos sólidos torna-se cada vez mais grave; em algumas situações atinge nível dramático.

À medida que se implantam estações de tratamento de águas residuárias, evidentemente se produz mais resíduo sólido, que é retirado dessas águas ou que é “produzido” por meio da síntese das bactérias que promovem o tratamento biológico. A produção de lodos em uma estação de tratamento é algo importante que redonda na necessidade de ser considerado como um dos importantes fatores que podem levar a problemas e a custos significativos.

Quanto ao consumo de energia, não há necessidade de acrescentar muito, pois é evidente que, quanto menor a demanda de energia elétrica, menor será o custo de operação. Apesar de ser evidente, em muitos casos nota-se total desprezo por essa ponderação.

Diante do exposto, fica evidente a enorme responsabilidade do administrador municipal ao decidir pela implantação do tratamento de esgotos em sua cidade, pois,

direta ou indiretamente, os erros advindos de uma opção inadequada certamente serão atribuídos à gestão durante a qual foram iniciados os estudos, sendo esquecida, muitas vezes, a intenção nobre de salvaguardar o ambiente que deu impulso às medidas tomadas.

Assim sendo, é recomendável, sempre que possível, e em cidades que não disponham de dados e planos baseados em estudos técnicos, econômicos e ambientais sobre o sistema de esgotos, que sejam seguidos alguns passos fundamentais na evolução do planejamento para implantação de estações de tratamento de esgotos.

Desse modo, recomenda-se que pelo menos sejam observadas algumas etapas, conforme enumeradas a seguir:

- a) **Diagnóstico do sistema existente.** Nesta fase deve-se levantar todos os dados concernentes com o sistema existente, como cadastros, vazões, custos, receita, problemas executivos e operacionais, divisores de sub-bacias, população atual e seu crescimento etc. Em síntese, deve-se coletar e analisar todos os dados possíveis para que se conheça perfeitamente como o sistema existente está construído, suas possibilidades de expansão, suas condições operacionais etc.

Adicionalmente, devem-se conhecer vazões, locais de lançamento, classe e características do(s) receptor(es), distribuição da população servida etc.

- b) **Estudo de alternativas e escolha de melhor solução.** Esta fase é muito importante, e seu sucesso é fundamentalmente apoiado na experiência e no conhecimento do projetista e de seus consultores.

Vale destacar que recentemente está ocorrendo uma evolução acentuada no número de alternativas tecnicamente viáveis para tratamento de esgotos. Cabe àqueles aos quais recai a decisão a responsabilidade e a obrigação de ponderarem sobre todas as alternativas viáveis, envolvendo tecnologias desde a mais simples até a mais complexa e desde a mais antiga até a mais recente.

Naturalmente, em função das condições de cada cidade, muitas alternativas podem ser eliminadas após uma simples avaliação inicial de fatores básicos, como: área disponível, nível sócio-econômico predominante, disponibilidade de energia a custo razoável etc. Porém, após essa pré-seleção, sempre há algumas alternativas tecnicamente viáveis que deverão ser objeto de estudos para determinação daquela que oferece as melhores condições econômicas.

Os estudos técnico e econômico deverão ser realizados com base em informações que surgirão por meio da análise dos seguintes tópicos, fases ou considerações.

- Conhecimento da classe e avaliação da capacidade de autodepuração do corpo receptor.
- Definição da eficiência necessária para tratamento.

- Espaço disponível para a implantação da(s) estação(ões).
 - Sondagem e estudos geofísicos na(s) área(s) para implantação da(s) estação(ões).
 - Definição do número de estações.
 - Definição do módulo que constitui a(s) estação(ões).
 - Utilização de tecnologias disponíveis e apropriadas.
 - Definição de critérios de projeto.
 - Layout de anteprojetos.
 - Análise sobre o balanço de sólidos para avaliar problemas, soluções e custos para transporte, tratamento e destino final de lodos.
 - Análise sobre o balanço energético para avaliar consumo de energia e seus custos.
 - Análise sobre as condições técnicas gerais de cada alternativa.
 - Análise de custos (construção, operação e manutenção) de cada alternativa (devem ser comparados os valores presentes considerando-se a construção e a operação e manutenção nos próximos 20 anos).
 - Análise do impacto ambiental de cada alternativa.
 - Escolha de melhor solução.
- c) **Projeto executivo.** A conclusão de todos os trabalhos desenvolvidos para a implantação do sistema de tratamento é apresentada detalhadamente no projeto executivo e também são fornecidos os projetos específicos em nível suficiente para a execução da obra. Do projeto executivo constam, pelo menos: memorial justificativo, escolha técnico-econômica da melhor solução, memorial de cálculo, manual de operação, lista básica de materiais de construção, especificações para construção, projeto estrutural, projeto de instalações elétricas, projeto arquitetônico, projeto de instrumentação e automatização e estudo de paisagismo. Deve também ser incorporado estudo sobre o impacto da estação no ambiente.

1.5 Função de uma Estação de Tratamento de Esgotos

Como se descreveu anteriormente, a eficiência e a capacidade nominal de uma estação de tratamento de esgotos são definidas a partir de uma série complexa de fatores específicos a cada caso estudado.

O tratamento pode abranger diferentes níveis, denominados tecnicamente de tratamento primário, secundário ou terciário. A Figura 1.5 mostra esquematicamente a composição de uma estação de tratamento completa convencional, até a desinfecção final.

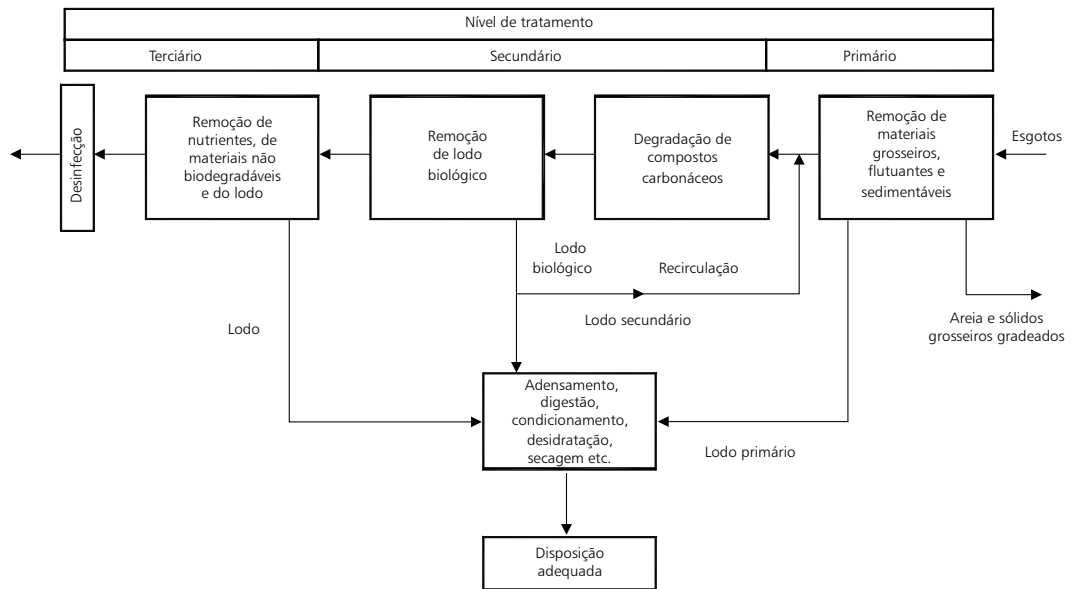


Figura 1.5 Conceito de sistema convencional de tratamento de esgotos.

O tratamento primário envolve a remoção de sólidos grosseiros, por meio de grades, geralmente, e a sedimentação (caixa retentora de areia e decantadores) ou flotação de materiais constituídos principalmente de partículas em suspensão.

Essa fase produz quantidade de sólidos que devem ser dispostos adequadamente. De maneira geral, os sólidos retirados em caixas retentoras de areia são enterrados e aqueles retirados em decantadores devem ser adensados e digeridos adequadamente, para posterior secagem e disposição em locais apropriados. As formas de tratamento desse lodo variam de maneira bastante ampla.

O tratamento secundário, por sua vez, destina-se à degradação biológica de compostos carbonáceos. Quando é feita essa degradação, naturalmente ocorre a decomposição de carboidratos, óleos e graxas e de proteínas a compostos mais simples, como: CO_2 , H_2O , NH_3 , H_2S etc., dependendo do tipo de processo predominante. As bactérias que efetuam o tratamento, por outro lado, se reproduzem e têm a sua massa total aumentada em função da quantidade de matéria degradada.

Caso se empregue o processo aeróbio, para cada quilograma de DBO removido ocorre a formação de cerca de 0,4 a 0,7 kg e a formação de 0,02 a 0,20 kg de bactérias, aproximadamente.

A pequena formação de biomassa do processo anaeróbio em relação ao aeróbio é uma das grandes vantagens atribuídas ao uso das bactérias que proliferam em ambiente

anaeróbio pelo tratamento de efluentes, pois o custo e as dificuldades para tratamento, transporte e disposição final dos lodos biológicos são bastante reduzidos, no caso.

Geralmente, o volume de lodo no processo anaeróbio, em termos práticos, é menor que 30% do volume produzido pelo processo aeróbio, para um mesmo afluente líquido.

Após a fase em que é feita a degradação biológica, os sólidos produzidos devem ser removidos em unidades específicas para esse fim (lagoas de sedimentação, decantadores, flutuadores etc.) e, posteriormente, são submetidos a adensamento, digestão, secagem e disposição adequada. No caso do uso de processo anaeróbio, o fluxograma para tratamento e destino do lodo é sensivelmente simplificado.

Dependendo do tipo do processo adotado, também pode-se recircular uma parcela da massa de bactérias ativas de volta ao reator biológico, conforme mostrado na Figura 1.5. Essa alternativa permite o aumento na produtividade do sistema e maior estabilidade no seu desempenho.

De maneira geral, a maioria das estações construídas alcançam apenas o nível de tratamento secundário aqui descrito, porém, em muitas situações, é obrigatório que esse tratamento alcance o nível denominado terciário.

O efluente do tratamento secundário ainda possui nitrogênio e fósforo em quantidade, concentração e formas que podem provocar problemas no corpo receptor, dependendo de suas condições específicas, dando origem ao fenômeno denominado eutrofização, que é sentido pela intensa proliferação de algas.

O tratamento terciário tem por objetivo, no caso de esgotos sanitários, a redução das concentrações de nitrogênio e de fósforo e é, geralmente, fundamentado em processos biológicos realizados em fases subseqüentes denominadas nitrificação e desnitrificação. A remoção de fósforo pode também ser efetuada por meio de tratamento químico, com sulfato de alumínio, por exemplo.

Na nitrificação, o nitrogênio é levado à forma de nitrato e, posteriormente, na desnitrificação, é levado à produção de N_2 , principalmente o que é volatilizado para o ar.

O tratamento terciário também produz lodo, que deve ser adensado, digerido, secado e disposto convenientemente.

Em essência, as operações e processos descritos destinam-se à remoção de sólidos em suspensão e de carga orgânica, restando agora, para completar o tratamento, que se cuide da remoção de organismos patogênicos.

Sistemas de tratamento que envolvem disposição no solo ou lagoas de estabilização, em muitos casos, já têm a capacidade de efetuar redução considerável no número de patogênicos, dispensando, assim, um sistema específico para desinfecção.

Nos outros casos, ainda se faz necessário a previsão de instalações para desinfecção, que geralmente é efetuada por meio do uso de cloro, ozônio e, mais recentemente, radiação ultravioleta.

1.6 Alternativas para Tratamento

Generalidades

Não faz parte do escopo deste livro o enfoque completo sobre alternativas para tratamento de esgotos, assim será apenas apresentada uma rápida abordagem sobre o tema.

Antes de serem citadas as principais alternativas para tratamento de esgotos sanitários, é interessante que sejam destacadas algumas observações sobre o tratamento primário e sobre alguns parâmetros utilizados para dimensionamento.

Como já foi mencionado anteriormente, o tratamento primário visa à remoção de sólidos grosseiros, óleos e graxas, e de sólidos em suspensão, com eficiência tal que permita o bom funcionamento das partes seguintes que compõem uma estação de tratamento. Dependendo do tipo de tratamento adotado, os componentes do tratamento primário podem variar, conforme as alternativas destacadas a seguir, sendo, porém, a caixa retentora de areia uma unidade que raramente pode ser dispensada.

- **Alternativa 1:** Grade
Caixa retentora de areia
Medidor de vazão
Decantador primário
- **Alternativa 2:** Grade
Caixa retentora de areia
Medidor de vazão
Peneira estática ou mecânica
- **Alternativa 3:** Grade
Caixa retentora de areia
Medidor da vazão

Em certos casos em que se opta pelo tratamento por disposição no solo, pode-se utilizar como tratamento preliminar apenas o gradeamento, seguido de medidor de vazão, naturalmente.

A dispensa de decantador primário e de peneira estática geralmente é admitida em sistemas de lagoas de estabilização e sistemas denominados de oxidação total ou aeração prolongada. Mais recentemente, também tem-se eliminado o decantador

quando se usam reatores anaeróbios de manta de lodo, porém, nesse caso, é obrigatório o uso de gradeamento fino dos esgotos.

Ainda como esclarecimento inicial, serão apresentados, a seguir, a simbologia e alguns parâmetros fundamentais utilizados por projetistas para estudos e para o dimensionamento de unidades de tratamento de esgotos.

- **Tempo de detenção hidráulica (θ_h).** É o tempo médio (geralmente expresso em dias) em que os despejos líquidos permanecem em uma unidade ou sistema.

$$\theta_h = \frac{\text{Volume do reator (m}^3\text{)}}{\text{Vazão média diária (m}^3\text{/dia)}}$$

ou

$$\theta_h = \frac{\text{VOLUME DO REATOR (m}^3\text{)}}{\text{VAZÃO MÉDIA DIÁRIA (m}^3\text{/dia)}}$$

- **Taxa volumétrica de carregamento orgânico (TCO).** É a quantidade de DQO, DBO ou de outro “parâmetro”, expressa em kg, que é aplicada por dia por unidade de volume de uma unidade.

$$\text{TCO} = \text{kg} \cdot \text{DQO}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$$

ou

$$\text{TCO} = \text{kg} \cdot \text{DBO}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$$

ou

$$\text{TCO} = \text{kg} \cdot \text{DQO}/\text{ha} \cdot \text{dia}$$

- **Taxa de aplicação superficial (TAS).** É a quantidade de efluente líquido que é aplicada por unidade de área de uma unidade, durante um dia.

$$\text{TAS} = \frac{\text{VOLUME DO EFLUENTE (m}^3\text{)}}{\text{ÁREA DA UNIDADE (m}^2\text{)}} \cdot \text{DIA} = \text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{DIA}$$

- **Tempo de retenção celular (idade do lodo).** É o tempo médio que os organismos que efetuam o tratamento permanecem em uma unidade (dia).

Após esses esclarecimentos básicos, considerados essenciais para o entendimento dos critérios fundamentais para projeto, destaca-se o fato de que há muitas alternativas para tratamento de esgotos, entre as quais, destacam-se:

Tabela 1.1 Alguns tipos de reatores ou sistemas usados para tratamento de esgotos.

Tipo	Processo predominante
Disposição no solo	Aeróbio e anaeróbio
Lagoas facultativas	Aeróbio e anaeróbio
Sistemas de lagoas tipo australiano	Aeróbio e anaeróbio
Lagoa aerada + lagoa de sedimentação	Aeróbio e anaeróbio
Lodos ativados convencionais	Aeróbio
Lodos ativados (aeração prolongada)	Aeróbio
Valas de oxidação	Aeróbio
Lodos ativados em reator do tipo batelada (batch)	Aeróbio
Poço profundo aerado (Deep Shaft)	Aeróbio
Filtro biológico aeróbio	Aeróbio
Reator aeróbio de leito fluidificado	Aeróbio
Filtro anaeróbio	Anaeróbio
Reator anaeróbio por batelada	Anaeróbio
Decanto-digestor	Anaeróbio
Decanto-digestor + filtro anaeróbio	Anaeróbio
Reator anaeróbio de manta de lodo	Anaeróbio
Reator anaeróbio compartimentado (com chicanas)	Anaeróbio
Reator anaeróbio de leito fluidificado / expandido	Anaeróbio
Combinações de processos anaeróbio-aeróbio e biológico-físico-químicos	Anaeróbio e aeróbio Anaeróbio + físico-químico Aeróbio + físico-químico

Esses vários tipos de tratamento, e outros, podem também, em muitos casos, ser associados em uma estação de tratamento, compondo sistemas mediante a combinação de reatores anaeróbios, de reatores aeróbios e de reatores anaeróbios com reatores aeróbios, assim como também podem ser combinados reatores biológicos com reatores físico-químicos.

Neste livro, serão focalizados apenas os processos anaeróbios e a disposição controlada no solo.

Estações projetadas recentemente têm demonstrado que o uso de processo anaeróbio seguido por processo aeróbio pode trazer melhores resultados em termos de eficiência e custos menores do que aquelas concebidas em processos aeróbios apenas, empregando-se aeração mecânica.

Por outro lado, a disposição controlada no solo pode apresentar-se como interessante alternativa, quando se dispõe de área adequada para esse fim.

Considerações sobre Alternativas Tecnológicas para Tratamento de Esgotos

Com base nas informações disponíveis, pode-se estimar, seguramente, que apenas os esgotos de 10% da população brasileira urbana, ou menos, passam por estações de tratamento (1999). Os baixos níveis de atendimento à população brasileira com serviços de saneamento básico, sobretudo coleta e tratamento de esgotos sanitários, se devem principalmente a problemas de ordem política e econômica. Não há exatamente empecilho tecnológico. No tocante ao tratamento de esgotos, sempre houve a opção preferencial de atuação nos grandes centros urbanos com tecnologia geralmente importada, que em muitos casos não se teria necessidade de utilizar adotando-se tecnologia adaptada às condições brasileiras.

A maior parte da pequena parcela dos esgotos que recebe tratamento, no Brasil, passa por estações de tratamento de grandes cidades, nas quais se optou pela centralização, mediante a reunião dos esgotos em grandes volumes, pela adoção de tecnologias sofisticadas, que demanda operação complexa e altos custos de execução e geração, e pela descarga dos efluentes nos cursos d'água.

Há que se perceber a necessidade da aplicação de tecnologia adequada à realidade do Brasil, e que possibilite o enfrentamento da questão, atendendo a situações presentes tanto em grandes cidades como em pequenos assentamentos humanos.

Também há que se perceber as vantagens de adotar soluções funcionalmente simples com alta relação benefício/custo. Diante das condições ambientais, culturais e econômicas do Brasil, soluções funcionalmente simples são as que utilizam os processos “mais naturais” e os reatores menos mecanizados e mais fáceis de serem construídos e operados.

Para viabilizar a universalização do atendimento, o caminho mais indicado é certamente o do gradualismo, priorizando a abrangência e adotando a evolução da eficácia a partir de um patamar aceitável de segurança sanitária.

O Brasil detém tecnologia bastante desenvolvida no campo da Engenharia Sanitária e Ambiental e os técnicos, engenheiros e cientistas brasileiros têm conhecimento, competência e criatividade suficientes para adequar e desenvolver soluções para os problemas de saneamento básico de seu país. Infelizmente, esse potencial ainda não foi suficientemente compreendido e difundido e não houve oportunidade de aplicá-lo em maior escala.

Não há um sistema de tratamento de esgotos que possa ser indicado como o melhor para quaisquer condições, mas obtém-se a mais alta relação custos/benefícios (respeitando-se o aspecto ambiental) quando se escolhe criteriosamente um sistema que se adapta às condições locais e aos objetivos em cada caso.

No Brasil, são conhecidas várias técnicas de tratamento de esgotos, desde sofisticados sistemas até os processos mais simples. Conta-se com razoável experiência e, nos últimos anos, grande número de opções tecnológicas para tratamento de esgotos tem sido implementado na busca de sistemas mais adequados à nossa realidade, compatíveis com a descentralização, para propiciar a resolução dos problemas de forma gradual e eficaz. A experiência brasileira recente, nesse domínio, contribuiu com o desenvolvimento de tecnologias como: reatores anaeróbios de fluxo ascendente por meio do lodo; decanto-digestores seguidos de filtros anaeróbios; lagoas de estabilização inovadoras; formas de disposição controlada no solo; entre outras.

Geralmente, quando se importava a concepção de um projeto, até recentemente, prevalecia a adoção por processos aeróbios que envolvem grandes custos de execução e de operação, decorrentes de elevado consumo de energia elétrica.

Por outro lado, em clima quente os processos anaeróbios são eficientes na remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos e apresentam grandes vantagens: ocupam pequenas áreas; produzem pouco lodo estabilizado, não consomem energia; não necessitam de equipamentos eletromecânicos; e requerem construção e operação simples.

Contudo, não removem satisfatoriamente microrganismos patogênicos nem nutrientes eutrofizantes. Mas os processos aeróbios compactos, à custa de mecanização e energia elétrica, geralmente também não são eficientes na remoção de patogênicos e eutrofizantes e o que podem propiciar a mais, na remoção de matéria orgânica, não representa diferenças significativas na proteção do meio ambiente e da saúde pública. Os reatores anaeróbios, conforme atualmente, geralmente podem remover, na prática, até 80% (em geral, valor próximo a 70%) da matéria orgânica e, ademais, reatores aeróbios mecanizados produzem quantidades de lodo muito maiores que reatores anaeróbios, o que constitui uma dificuldade adicional.

As lagoas de estabilização e a disposição no solo são os processos “mais naturais” de depuração dos esgotos.

Quando se pretendem sistemas para tratamento de esgotos sanitários eficientes na remoção de microrganismos patogênicos e de nutrientes eutrofizantes, lagoas de estabilização e disposição controlada no solo são as opções mais adequadas à realidade brasileira, quando se dispõe área adequada para tal.

O Brasil oferece condições extremamente favoráveis para aplicação das lagoas de estabilização e da disposição controlada de esgotos e efluentes tratados no solo tanto pela disponibilidade de área como pelo clima, entre outros fatores convenientes, inclusive socioculturais e econômicos.

Infelizmente, nem sempre é viável aplicar lagoas de estabilização ou disposição no solo como solução para tratamento dos esgotos, porque exigem grandes áreas e

terreno adequado (tipo de solo e relevo). Contudo, mesmo que seja necessário o transporte dos esgotos até um local adequado, essas opções devem ser sempre avaliadas como alternativa.

Reatores anaeróbios, em certos casos, são suficientes para resolver os problemas causados por esgotos, dependendo da classe do corpo receptor. Quando não, são recomendáveis para anteceder unidades mais eficientes. Reduzem a carga orgânica e viabilizam a utilização de lagoas de estabilização e da disposição controlada no solo, em áreas menores. Pelo mesmo motivo, remoção da carga orgânica com produção de lodo relativamente baixa prestam-se, também, para anteceder unidades de tratamento mais sofisticadas, reduzindo o custo total.

Se há necessidade de alto grau de tratamento e é inviável o uso de lagoas de estabilização ou disposição no solo, mesmo precedido de sistemas anaeróbios, então são aplicados sistemas mais complexos, inclusive técnicas de desinfecção.

A análise da relação custo/benefício deve ser vista do ângulo das rentabilidades social e ambiental, considerando, inclusive, o retorno social do capital investido. Recursos financeiros aplicados em equipamentos eletromecânicos têm destino final muito diferente dos que são aplicados em sistemas que incrementam a produção de alimentos ou fortalecem a economia local de forma socializada distribuída.

Em avaliação puramente financeira, o custo de implantação de sistemas compostos por reatores anaeróbios, lagoas ou disposição no solo situa-se na faixa de R\$ 25,00 a R\$ 50,00 por pessoa, enquanto reatores aeróbios mecanizados geralmente necessitam de R\$ 60,00 a R\$ 150,00 por pessoa atendida, tendo-se como referência o mês de abril de 1999.

Os reatores anaeróbios disponíveis tecnologicamente no Brasil, para aplicação desde a pequenos aglomerados humanos até a grandes cidades, são: o decanto-digestor, o filtro anaeróbio, o reator de manta de lodo, o reator de leito expandido ou fluidificado e a lagoa anaeróbia.

Os decanto-digestores são popularmente conhecidos como tanques sépticos. Podem ser de câmara única, de câmaras em série ou de câmaras sobrepostas. O primeiro modelo é utilizado para atender a residências e pequenos edifícios, mas os outros dois prestam-se também para tratar volumes maiores de esgoto, sobretudo quando se constroem várias unidades conjugadas.

O decanto-digestor não apresenta alta eficiência, mas produz efluente de qualidade razoável, que pode, no entanto, ser mais facilmente encaminhado a um pós-tratamento complementar. Além das vantagens do processo anaeróbio, tem operação muito simples e o custo é extremamente baixo.

Pode anteceder variados tipos de unidades de tratamento de esgotos e é muito vantajoso quando associado às que removem matéria orgânica dissolvida. Há aplicações de grandes tanques sépticos de câmaras em série antecedendo sistemas de pequenas lagoas de estabilização, substituindo as lagoas anaeróbias, para evitar maus odores. Contudo, para pós-tratamento dos efluentes de tanques sépticos, o mais utilizado, no Brasil, é o filtro anaeróbio.

Os filtros anaeróbios consistem basicamente em tanque contendo leito de pedras ou outro material de enchimento. Na superfície de cada peça do material de enchimento ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme e também agrupam-se microrganismos, na forma de flocos ou grânulos, nos interstícios do material de suporte do biofilme. Sendo o fluxo dos esgotos por meio desses interstícios, em fluxo ascendente ou descendente, permite que os microrganismos retidos no reator processem a bioconversão da matéria orgânica nos esgotos.

Podem ser utilizados como a principal unidade de tratamento, mas são mais adequados para pré-tratamento, porque pode ocorrer obstrução dos interstícios do material de enchimento quando o esgoto contém muitos sólidos suspensos. Portanto, são mais utilizados para remoção da parcela “dissolvido” da matéria orgânica, precedidos de reatores que removem sólidos suspensos. Evidentemente, o filtro anaeróbio não se presta apenas para pós-tratamento de tanque séptico.

Sistemas que associam decanto-digestor e filtro anaeróbio, embora tenham sido mais aplicados para pequenas vazões, prestam-se, também, para tratar vazões médias, principalmente quando construídos em módulos.

O reator de fluxo ascendente através da manta de lodo é, basicamente, um tanque no qual os esgotos são introduzidos na parte inferior (fundo) e saem na parte superior, estabelecendo um fluxo ascendente, por meio de um leito constituído por grânulos ou flocos que contêm elevada quantidade de microrganismos atuais.

Com o funcionamento do reator, há tendência de separação de fases (sólidos, líquidos e gases) nos esgotos introduzidos. Devido às condições hidráulicas impostas, os sólidos suspensos são, em grande parte, retidos no reator. Os microrganismos agrupam-se em flocos ou grânulos sedimentáveis e, assim, forma-se uma camada espessa de lodo, por meio da qual a matéria orgânica solúvel sofre, também, a ação dos microrganismos, presentes em alta concentração.

No final da década de 1970, foi desenvolvida, na Holanda, uma versão moderna do reator de manta de lodo, com distribuição do esgoto em vários pontos do fundo do reator e com separador de fases (decantador e defletor de gases) na parte superior, que ficou conhecida como UASB. Os modelos mais utilizados atualmente são variações do UASB.

No Brasil, o reator de manta de lodo é utilizado para tratamento de esgotos desde o início da década de 1980, principalmente no Paraná, onde tem evoluído em forma e função, mediante a experiência de mais de 200 unidades construídas.

Atualmente, o Brasil é o país no qual esse tipo de reator mais tem sido aplicado e evoluído tecnologicamente, tornando-se cada vez mais popular. Encontram-se praticamente em todos os estados. No Estado de São Paulo, tem-se muitas unidades em operação, sendo uma delas a ETE Piracicamirim, Piracicaba, que atende à população de 92.000 habitantes (3 reatores com volume total de cerca de 7.500 m³). Em Curitiba, PR, foram construídos 16 reatores de 2.000 m³, conjugados em grupos de 4, compondo um único sistema para o tratamento anaeróbio dos esgotos de 600 mil pessoas (sistema Atuba Sul). Em Brasília, DF, surgem novos modelos simplificados, resultantes de uma nova “escola” voltada para a simplificação tecnológica e para a adequação à realidade brasileira. Em Belém, PA, encontram-se reatores de grande porte. No Rio Grande do Norte, uma empresa produz e comercializa, para vários estados, um modelo com caixa de areia interna, construído em resina de poliéster estruturada com fibra de vidro. Em Minas Gerais, Pernambuco e Paraíba, aplicações em escala real e pesquisas também têm contribuído para o uso dos reatores de manta de lodo no Brasil.

Os reatores de manta de lodo permitem grande liberdade de projeto em formas de modelos variados e ainda podem ser bastante aperfeiçoados em detalhes construídos.

Suas principais desvantagens, em comparação com os tanques sépticos e lagoa anaeróbia, são: a grande interferência das flutuações de vazões sobre o sistema; a dependência da boa operação do pré-tratamento; maior sensibilidade a esgotos tóxicos; e operação mais complexa. Em compensação, o tempo de detenção é bem menor que o das lagoas anaeróbias e o mau odor pode ser mais facilmente controlado; apresenta eficiência maior que o tanque séptico, com tempo de detenção menor. Em relação ao filtro anaeróbio, apresenta a vantagem de não ter recheio e de não ter problemas de colmatação.

Evidentemente, o reator de manta de lodo pode ser associado a outras unidades de tratamento, como lagoa de estabilização, disposição controlada no solo e outros reatores compactos, anaeróbios ou aeróbios. A associação de reatores anaeróbios de manta de lodo com reatores aeróbios, como lodos ativados e reatores aeróbios submersos, tem-se mostrado eficaz. Também pode ser seguido de sistemas de desinfecção.

Vários outros modelos, variantes e associações, de reatores anaeróbios também já têm aplicação prática no Brasil. Por exemplo, unidades compactas que associam decanto-digestor com filtros anaeróbios de fluxo ascendente e descendente e novos modelos de reatores de manta de lodo, como o reator compartimentado e o reator seqüencial ou reator anaeróbio com chicanas, entre outros. Ademais, estão sendo pesquisadas e desenvolvidas em escala piloto outras inovações neste domínio.

Lagoas de estabilização estão perfeitamente aceitas e estabelecidas no Brasil. É certamente o meio mais utilizado. Tem-se evoluído nos procedimentos de projeto e já se percebem grandes diferenças entre os vários modelos, as vantagens da associação em série e das lagoas rasas e clarificadas para alcançar alta remoção de patogênicos e também remover nutrientes eutrofizantes, se convenientemente projetadas.

A disposição controlada no solo ainda não alcançou seu merecido lugar de destaque – há certa inércia para sua aceitação no Brasil. Mas já é eleita como prioritária pela comunidade científica e tem merecido muitas pesquisas e aplicações práticas, acumulando experiência suficiente para um salto de escala.

A disposição no solo é a forma mais antiga de depuração controlada dos esgotos, mas com a aceleração do processo de urbanização, vários fatores, incentivados pela sedução de tecnologias sofisticadas, levaram ao desenvolvimento de processos de tratamento mais compactos e à disposição dos esgotos nos corpos d'água, aparentemente abundantes.

A disposição de esgotos no solo é essencialmente uma atividade de reciclagem, inclusive para a água, que viabiliza um melhor aproveitamento do potencial hídrico e dos nutrientes presentes nos esgotos, utilizando racionalmente a natureza como receptora de resíduos e geradora de riquezas, sobretudo quando se explora o sistema solo-vegetais.

Sempre que possível, a disposição controlada de esgotos ou efluentes tratados no solo é uma excelente providência; seja como destino final ou antes que atinjam um corpo d'água. No mínimo porque, dispostos no solo, os esgotos sofrem depuração natural e, qualquer que seja o grau de tratamento alcançado, são menos maléficos às águas do corpo receptor. A disposição no solo presta-se como destino final ou tratamento complementar dos efluentes dos mais diversos sistemas de tratamento. Por si só constitui também uma opção muito eficiente de tratamento (ou reciclagem) e adequada como destino final.

Contudo, mesmo sendo incontestável a excelência do processo como alternativa, não se trata de uma panacéia para o problema do tratamento de esgotos. Há restrições ao seu uso; principalmente quanto à disponibilidade de área e solo adequado (tipo e relevo).

O risco sanitário, visto como restrição, é na verdade muito menor do que geralmente se imagina e pode ser perfeitamente controlado.

A depuração dos esgotos no solo ocorre, principalmente, devido à atividade biológica, a sua infiltração e percolação ou por seu escoamento sobre a superfície coberta por vegetação.

As técnicas utilizadas nos processos de infiltração-percolação são a irrigação de culturas e a infiltração rápida. A irrigação é o método que requer a maior área superficial, mas é o sistema natural mais eficiente e de maior aproveitamento produtivo. A infiltração rápida presta-se para solos arenosos de alta taxa de infiltração, geralmente sem cobertura vegetal.

O escoamento à superfície é empregado em solos menos permeáveis, cobertos de vegetação. O esgoto é distribuído por meio de canais, tubos perfurados ou aspersores, na faixa superior de um plano inclinado, sobre o qual escoam até ser coletado por valas dispostas ao longo da parte inferior.

Nos processos de infiltração-percolação, o solo e os microrganismos que nele vivem, como um “filtro vivo”, atuam na retenção e transformação dos sólidos orgânicos, e a vegetação, quando existente, retira do solo os nutrientes transformados, evitando a concentração excessiva (cumulativa) ao longo do tempo. A água que não é incorporada ao solo e às plantas perde-se pela evapotranspiração e parte infiltra-se e percola em direção aos lençóis subterrâneos.

No escoamento sobre superfície, a vegetação que cobre o solo, além de retirar parte dos nutrientes, atua associada à camada superficial do solo, também como um “filtro vivo”, e ocorrem fenômenos semelhantes de retenção e transformação da matéria orgânica dos esgotos, porém em escoamento horizontal. A água que excede ao pouco que se incorpora ou evapora é coletada a jusante, para adequação no destino, ou continua em “rolamento superficial”, mais purificada.

A retenção física (filtração), nos processos de infiltração-percolação, a sedimentação e “filtração superficial”, no escoamento, e a ação dos microrganismos, presentes nos solos não estéreis e nas plantas, são, também, os principais fatores de remoção de microrganismos patogênicos. A ação dos microrganismos na remoção de patogênicos tanto é direta (competição vital) como indireta, devido às transformações bioquímicas do substrato.

Outro fator que determina a eficiência na remoção de patogênicos, no sistema solo-planta, é o tempo durante o qual eles permanecem submetidos à ação biológica e às condições adversas de sobrevivência (temperatura, luz e radiações, pH etc.).

Em verdade, na prática da disposição de esgotos no solo, ocorrem vários processos ativos na depuração dos esgotos, quase sempre de forma conjugada ou conjunta, concomitante. Afora as bacias de infiltração sem cobertura vegetal, todas as outras técnicas não deixam de ser formas de irrigação com esgoto, com ou sem excedente de água a ser drenada após eficiente ação de transformação do sistema solo-planta, no qual sempre ocorrem também certa infiltração, evaporação e formação de biomassa vegetal. São, via de regra, processos de tratamento e reuso ao mesmo tempo.

A retomada dos métodos de disposição de esgotos no solo faz-se atualmente em larga escala e com grande sucesso em todo o mundo. Muitos são os exemplos de velhos casos, ainda em pleno uso, e de novos sistemas que são implantados com grande intensidade.

Como se pode notar, são muitas as opções de sistemas simples e adequados às condições brasileiras. No entanto, a adequação à realidade depende de condicionantes físicos, ambientais, epidemiológicos, socioculturais e econômicos, que são muito variados.

Em decorrência das várias opções e dos inúmeros condicionantes, são muitas as variáveis determinantes a serem consideradas na escolha de alternativas tecnológicas para tratamento dos esgotos sanitários. Devem ser analisadas, avaliadas e comparadas, no mínimo: a eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica, microrganismos patogênicos e nutrientes eutrofizantes; a capacidade de observar as variações qualitativas e quantitativas do afluente; a capacidade do sistema de se restabelecer de perturbações funcionais e a estabilidade do efluente; os riscos de maus odores e de proliferação de insetos; a facilidade de modulação e expansão; a complexidade construtiva; as facilidades e dificuldades para manutenção e operação; o potencial produtivo e os benefícios econômicos diretos e indiretos, inclusive o destino final do dinheiro investido e seu retorno social; e os custos diretos na implantação, manutenção e operação. Em cada caso real, umas ou outras dessas variáveis se revelarão como mais importantes e determinantes da opção a ser escolhida, sem se perder a visão do conjunto de fatores intervenientes.

Nas condições ambientais, climáticas e econômicas do Brasil, não se pode desprezar as vantagens e conveniências da aplicação de reatores anaeróbios para tratamento dos esgotos, seja para atingir um primeiro patamar sanitário de forma massificada, seja para reduzir os custos de sistemas mais eficientes; como também não se deve prescindir da utilização da enorme extensão de solo, para disposição dos esgotos com retorno econômico e social do capital investido.

Referências Bibliográficas

- ANDRADE NETO, C.O. (1997). *Leituras Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários – Experiência Brasileira*. ABES. Rio de Janeiro, R5, 301p.
- CAMPOS, J.R. (1994). *Alternativas para Tratamento de Esgotos – Pré-tratamento de Águas para Abastecimento*. Assemæ, Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, Americana, SP, 112p.

Capítulo 2

Fundamentos do Tratamento Anaeróbico

*Eugenio Foresti, Lourdinha Florêncio, Adrianus Van Haandel,
Marcelo Zaiat e Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti*

2.1 Introdução

Historicamente, o homem aprendeu a utilizar os microrganismos anaeróbios a seu favor, como na produção de queijo, vinho e cerveja, muito antes de saber de sua existência. Atualmente, após conhecimento razoável da atividade dos microrganismos, os produtos das indústrias de derivados do leite e de bebidas alcoólicas constituem o setor mais importante da bioindústria de alimentos (Zehnder & Svensson, 1986). Para o tratamento de esgotos, a aplicação da biotecnologia anaeróbia pode ser considerada como relativamente recente, pois vem sendo utilizada de forma sistemática há pouco mais de cem anos.

A primeira contribuição significativa ao tratamento anaeróbico dos esgotos sanitários foi a câmara vedada ao ar, desenvolvida em 1882, na França, denominada *Fossa Automática Mouras*, na qual o material em suspensão presente nos esgotos era *liquefeito*. Embora essa unidade hoje seja reconhecida como pouco eficaz, ela foi recebida com grande entusiasmo pelos técnicos na época. A partir de então, muitas outras câmaras foram desenvolvidas, resultando no desenvolvimento de várias concepções, como: o tanque séptico, em 1895, na Inglaterra, o tanque Talbot, em 1894, nos Estados Unidos, e o tanque Imhoff (bicompartimentado), em 1905, na Alemanha (McCarty, 1982).

Embora levassem vantagem sobre os tanques sépticos, os tanques Imhoff apresentavam alguns problemas, pois além de serem altos, tinham o tanque de digestão intimamente conectado à câmara de sedimentação. Para superar esse problema, foram feitas tentativas de promover a digestão em tanque separado, o que resultou, em 1927, na Alemanha, na instalação do primeiro sistema de aquecimento de lodo em digestor separado, o qual apresentava eficiência superior aos tanques Imhoff. A partir daí, a opção para digestão separada do lodo cresceu rapidamente em popularidade,

especialmente nas grandes cidades. O aquecimento dos tanques de digestão era feito utilizando-se o próprio metano produzido no processo (McCarty, 1982).

Numerosos estudos realizados nas décadas de 1920 e 1930, como o da influência da temperatura sobre a velocidade de digestão, da importância da inoculação e do controle do pH em sistemas anaeróbios, levaram a um melhor entendimento do processo. Assim, ao final dos anos 30, já se tinha um conhecimento acumulado razoável do processo para permitir a sua aplicação prática no tratamento de lodos de esgotos em digestores aquecidos. Posteriormente, só durante a década de 1950 é que ocorreu significativo desenvolvimento do processo, quando foi reconhecida a necessidade de manutenção de uma população grande de bactérias metanogênicas nos digestores. Naquela época, foi introduzida a mistura mecanizada nos digestores, como também foi desenvolvido o processo de contato anaeróbio, o qual utilizou uma concepção similar a do processo de lodos ativados, ou seja, foi adicionado um tanque de sedimentação após o digestor para coletar e reciclar a biomassa anaeróbia, tornando dessa forma independente o tempo de detenção hidráulico do tempo de detenção da biomassa no reator (McCarty, 1982).

Foi a partir do final da década de 1960, por meio do trabalho pioneiro de Young & McCarty (1969) sobre tratamento de matéria orgânica solúvel utilizando filtros anaeróbios ascendentes, que o processo anaeróbio ampliou sua perspectiva de aplicação, abrindo assim a possibilidade do tratamento direto de águas residuárias, ao contrário dos anteriores, os quais basicamente eram utilizados para material mais particulado e concentrado. Na década de 1970 várias configurações de reatores anaeróbios de alta taxa foram desenvolvidas, especialmente para o tratamento de águas residuárias industriais, como leito fluidizado e o reator anaeróbio de fluxo ascendente (upflow anaerobic sludge bed – UASB). Os principais fundamentos que levaram ao desenvolvimento dessas configurações estão apresentados no Capítulo 3.

Para os esgotos sanitários, a aplicação de reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento teve início na década de 1980, principalmente na Holanda, Brasil, Colômbia, Índia e México. É interessante notar que a maior parte dos países interessados nessa aplicação dos processos anaeróbios, com exceção da Holanda, sejam países em desenvolvimento nos quais as condições climáticas são favoráveis à operação de reatores à temperatura ambiente. Além disso, tem-se observado também o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de baixo custo de esgotos sanitários, somando-se às existentes, como as lagoas de estabilização.

De qualquer forma, o desenvolvimento da tecnologia anaeróbia só foi possível e melhor utilizado com o concomitante desenvolvimento e conhecimento dos aspectos microbiológicos, bioquímicos, termodinâmicos e cinéticos dos processos anaeróbios, os quais são descritos neste capítulo.

2.2 Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico. 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 demanda química de oxigênio (DQO), é efetivamente removida da fase líquida, pois o metano apresenta baixa solubilidade na água. Assim, a conversão dos compostos orgânicos em metano é eficaz na remoção do material orgânico, apesar de não promover a sua oxidação completa, a exemplo de sistemas bioquímicos aeróbios.

Nos sistemas de tratamento anaeróbio procura-se acelerar o processo da digestão, criando-se condições favoráveis. Essas condições se referem tanto ao próprio projeto do sistema de tratamento como às condições operacionais nele existentes. Em relação ao projeto de sistemas de tratamento têm-se duas prerrogativas básicas: (a) o sistema de tratamento deve manter grande massa de bactérias ativas que atue no processo da digestão anaeróbia e (b) é necessário que haja contato intenso entre o material orgânico presente no afluente e a massa bacteriana no sistema. Quanto às condições operacionais, os fatores que mais influem são a temperatura, o pH, a presença de elementos nutrientes e a ausência de materiais tóxicos no afluente.

O desenvolvimento de reatores fundamentados no processo anaeróbio, ocorrido nas últimas décadas, vem provocando mudanças profundas na concepção dos sistemas de tratamento de águas residuárias. A maior aceitação de sistemas de tratamento anaeróbio se deve a dois fatores principais: as vantagens consideradas inerentes ao processo da digestão anaeróbia em comparação com o tratamento aeróbio e a melhoria do desempenho dos sistemas anaeróbios modernos, tendo-se um aumento muito grande não somente da velocidade de remoção do material orgânico, mas também da porcentagem de material orgânico digerido. O melhor desempenho dos sistemas anaeróbios, por sua vez, é o resultado da melhor compreensão do processo da digestão anaeróbia, que permitiu o desenvolvimento de sistemas modernos, muito mais eficientes que os sistemas clássicos.

A tendência de uso do reator anaeróbio como principal unidade de tratamento biológico de esgoto deve-se, principalmente, à constatação de que fração considerável do material orgânico (em geral próxima de 70%) pode ser removida, nessa unidade, sem o dispêndio de energia ou adição de substâncias químicas auxiliares. Unidades de pós-tratamento podem ser usadas para a remoção de parcela da fração remanescente de material orgânico, de forma a permitir a produção de efluente final com qualidade

compatível com as necessidades que se impõem pelos padrões legais de emissão de efluentes e a preservação do meio ambiente.

Dentre as vantagens amplamente reconhecidas dessa concepção de sistemas de tratamento podem ser citadas:

- a) Baixo consumo de energia.
- b) Menor produção de lodo de excesso e, portanto, economia considerável no manejo e destino final desse tipo de resíduo dos sistemas de tratamento.
- c) Possibilidade de recuperação e utilização do gás metano como combustível.
- d) Possibilidade de funcionar bem mesmo após longos períodos de interrupção (importante para efluentes sazonais).

Os principais aspectos negativos estão relacionados com:

- a) Longo período de partida do sistema se não há disponibilidade de inóculo adequado.
- b) Sensibilidade do processo a mudanças das condições ambientais (pH, temperatura, sobrecargas orgânicas e hidráulicas).
- c) Possível emissão de odores ofensivos.

Neste capítulo são discutidos alguns aspectos importantes da digestão anaeróbia, incluindo o metabolismo bacteriano, os processos de conversão, os aspectos termodinâmicos, a cinética do processo e os fatores ambientais.

2.3 Metabolismo Bacteriano

Em sistemas de tratamento biológico, o material orgânico presente na água residuária é convertido pela ação bioquímica de microrganismos, principalmente bactérias heterótrofas. A utilização do material orgânico pelas bactérias, também chamada de metabolismo bacteriano, se dá por dois mecanismos distintos, chamados de anabolismo e catabolismo. No anabolismo, as bactérias heterótrofas usam o material orgânico como fonte material para a síntese de material celular, o que resulta no aumento da massa bacteriana. No catabolismo, o material orgânico é usado como fonte de energia por meio de sua conversão em produtos estáveis, liberando energia, parte da qual é usada pelas bactérias no processo de anabolismo. A natureza dos produtos catabólicos depende da natureza das bactérias heterótrofas, que por sua vez depende do ambiente que prevalece no sistema de tratamento. Distinguem-se, basicamente, dois ambientes diferentes: o aeróbio, no qual há presença de oxigênio que pode funcionar como oxidante de material orgânico, e o anaeróbio, no qual tal oxidante não existe.

No ambiente aeróbio, o material orgânico é mineralizado pelo oxidante para produtos inorgânicos, principalmente dióxido de carbono e água. No ambiente anaeróbio se desenvolvem processos alternativos chamados de fermentações que se caracterizam

pelo fato de o material orgânico sofrer transformações sem contudo ser mineralizado (oxidado).

A digestão anaeróbia é o processo fermentativo que tem entre seus produtos finais o metano e o dióxido de carbono.

Como grande parte dos produtos da digestão anaeróbia é constituída por gases, estes se desprendem da água residuária, formando uma fase gasosa, o biogás. Dessa forma, há remoção do material orgânico na fase líquida por meio da sua transferência para a fase gasosa, embora o material orgânico não seja mineralizado como no caso do catabolismo oxidativo.

2.4 Processos de Conversão em Sistemas Anaeróbios

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto por várias reações seqüenciais, cada uma com sua população bacteriana específica. A Figura 2.1 mostra uma representação esquemática dos vários processos que ocorrem na digestão anaeróbia, sugerida por vários autores (Kaspar & Wuhrmann, 1978; Gujer & Zehnder, 1983; Zinder & Koch, 1984; entre outros). Para digestão anaeróbia de material orgânico complexo, como proteínas, carboidratos e lipídios (a maior parte da composição do material orgânico em águas residuárias é formada por esses grupos), podem-se distinguir quatro etapas diferentes no processo global da conversão.

Hidrólise

Neste processo, o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. O processo requer a interferência das chamadas exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas por meio de (poli)peptídios para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C_{15} a C_{17}) e glicerina. Em muitos casos, na prática, a velocidade de hidrólise pode ser a etapa limitativa para todo o processo da digestão anaeróbia, isto é, a velocidade da conversão do material orgânico complexo para biogás é limitada pela velocidade da hidrólise.

Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise ou liquefação, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV), álcoois, ácido lático e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S etc. A fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Entretanto, algumas espécies são facultativas e podem

metabolizar material orgânico por via oxidativa. Isso é importante nos sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto, porque o oxigênio dissolvido, eventualmente presente, poderia se tornar uma substância tóxica para as bactérias metanogênicas se não fosse removido pelas bactérias acidogênicas facultativas.

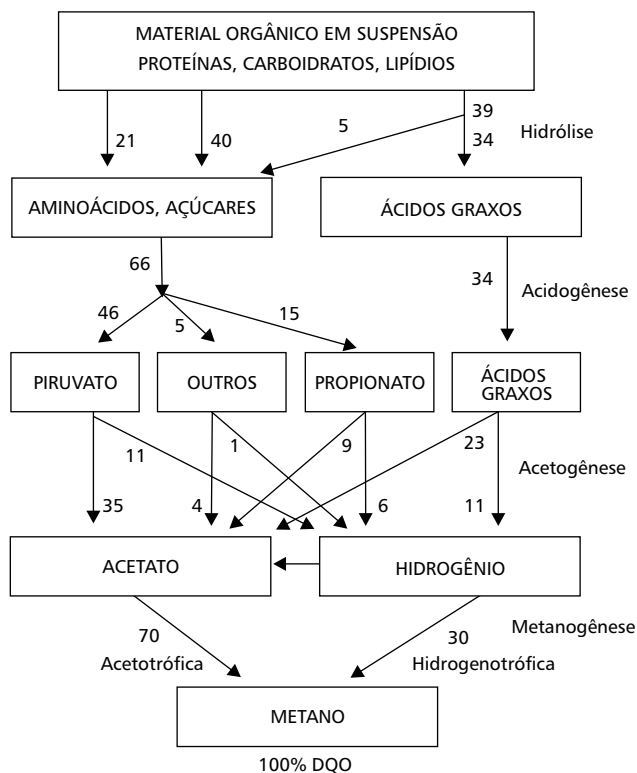


Figura 2.1 A seqüência de processos na digestão anaeróbia de macro moléculas complexas (os números referem-se a percentagens, expressas como DQO).

Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Conforme indicado na Figura 2.1, aproximadamente 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, enquanto o restante da DQO é concentrado no hidrogênio formado.

Pela estequiometria, dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser digerido, a formação de ácido acético pode ser acompanhada pelo surgimento de dióxido de carbono ou hidrogênio. Entretanto, o dióxido de carbono também é gerado na própria metanogênese. Na presença de dióxido de carbono e hidrogênio, um terceiro

processo da acetogênese pode se desenvolver: a homoacetogênese, ou seja, a redução de dióxido de carbono para ácido acético pelo hidrogênio. Entretanto, por razões termodinâmicas que serão apresentadas no item a seguir, nos reatores anaeróbios essa rota metabólica é pouco provável de acontecer, pois as bactérias acetogênicas são superadas pelas bactérias metanogênicas utilizadoras de hidrogênio (Zinder, 1992).

Metanogênese

O metano é produzido pelas bactérias acetotróficas, a partir da redução de ácido acético, ou pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono. Tem-se as seguintes reações catabólicas:

- Metanogênese acetotrófica ou acetoclástica:



- Metanogênese hidrogenotrófica:



As bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a velocidade de transformação de material orgânico complexo.

Além dos processos fermentativos que levam à produção de biogás, podem se desenvolver outros processos no reator anaeróbio. Neste não se encontra oxigênio dissolvido, mas pode haver presença de oxidantes alternativos, que permitem o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo. Estes oxidantes são o nitrato e o sulfato. O nitrato pode ser usado como oxidante, sendo reduzido para nitrogênio molecular em processo denominado desnitrificação, e o sulfato pode ser reduzido para sulfeto. O último processo é mais importante na prática, pois o teor de nitrato normalmente encontrado nos esgotos sanitários é baixo, mas o sulfato pode estar presente em concentrações elevadas, quer por sua presença natural na água, quer devido a processos industriais que usam formas de sulfato (por exemplo, ácido sulfúrico em destilarias de álcool).

A redução biológica de sulfato em digestores anaeróbios em geral é considerada como um processo indesejável por duas razões: o sulfato oxida material orgânico que deixa de ser transformado em metano e no processo forma-se o gás sulfídrico, que é corrosivo e confere odor muito desagradável tanto à fase líquida como ao biogás, além de poder ser tóxico para o processo de metanogênese.

Em condições especiais, a redução de sulfato em digestores anaeróbios pode ser um processo vantajoso. No caso de tratamento anaeróbio de águas residuárias ou para lodos com metais pesados – que são tóxicos para as bactérias metanogênicas –, a presença de sulfeto pode contribuir para a estabilidade operacional do reator. A maioria

dos sulfetos de metais pesados tem solubilidade muito baixa, de maneira que a presença de sulfeto reduz o teor dos metais pesados e, conseqüentemente, a toxicidade exercida por estes sobre a atividade bioquímica das bactérias no sistema de tratamento. Por outro lado, a redução de sulfeto pode ser também o primeiro passo no processo de remoção desse íon de águas residuárias, visando ao reuso do efluente em processos industriais. Nesse caso, é necessário que a produção de sulfeto seja seguida por processo que transforme esse produto em compostos estáveis, por exemplo, a sua oxidação para enxofre elementar, processo cuja viabilidade técnica tem sido demonstrada (Janssen, 1996). O enxofre pode ser separado do efluente por meio de processos físico-químicos.

2.5 Aspectos Termodinâmicos

Nas águas residuárias há uma grande variedade de compostos orgânicos que pode ser degradada nos reatores anaeróbios por uma população bacteriana muito diversificada. A conversão desses compostos em metano pode, potencialmente, seguir um número enorme de caminhos catabólicos. Entretanto, esses caminhos só são de fato possíveis caso seja produzida energia livre em cada um dos processos de conversão, ou seja, energia aproveitável para o microrganismo atuante na reação. Em outras palavras, para cada reação da cadeia de conversões do material orgânico primário ao produto final (metano), é necessário que o processo catabólico gere energia aproveitável para a bactéria responsável pela reação em particular, suficiente para que esta possa realizar seu anabolismo. Se o processo catabólico não gerar energia, o processo anabólico não ocorre e o metabolismo se torna inviável.

Para saber se a reação catabólica libera energia livre usam-se conceitos de termodinâmica. Quando ocorre a liberação de energia, o processo é denominado exergônico e a energia livre padrão (ΔG°) é menor que zero. Quando as reações consomem energia são denominadas endergônicas e a energia livre apresenta valores positivos. Os valores da energia livre de muitos compostos orgânicos e inorgânicos já foram determinados e podem ser encontrados no artigo de Thauer et al. (1977). A energia livre de uma reação normalmente se encontra tabelada sob condições-padrão, ou seja, temperatura de 25°C, pH = 7 e pressão de 1 atm (101 kPa). Em soluções aquosas, a condição-padrão de todos os reagentes e produtos de uma reação é uma concentração (atividade) de 1 mol/kg, enquanto a condição-padrão da água é o líquido puro. A energia livre nas condições reais do sistema de tratamento pode ser calculada pela equação de Nernst, que se expressa da seguinte maneira:

$$\Delta G' = \Delta G^{\circ} + RT \ln [(C)^c(D)^d...]/[(A)^a(B)^b...] \quad (2.1)$$

em que:

$\Delta G'$: energia livre sob condições atuais no reator

ΔG° : energia livre sob condições-padrão

R: constante universal dos gases = $8,3 \cdot 10^{-3} \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{T}^{-1}$

T: temperatura em °K

(A)^a, (B)^b : concentrações fisiológicas dos substratos com os coeficientes respectivos

(C)^c, (D)^d: concentrações fisiológicas dos produtos formados com os coeficientes respectivos

Em geral, as considerações sobre a termodinâmica do processo se restringem à análise da variação da energia livre padrão. Algumas das reações importantes nos processos anaeróbios e a respectiva energia livre padrão (ΔG_o) são apresentadas na Tabela 2.1.

Para um bom desempenho dos reatores anaeróbios é imprescindível que os compostos orgânicos sejam convertidos em precursores imediatos de metano, ou seja, acetato e hidrogênio. Não havendo essa conversão, tampouco haverá metanogênese, ocorrendo o acúmulo dos produtos da fase de hidrólise e fermentação no reator.

Tabela 2.1 Valores da energia livre padrão de algumas reações catabólicas da digestão anaeróbia.

Processo	Equação	ΔG_o (kJ/mol)
Propionato a acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + \text{HCO}_3^- + 3\text{H}_2$	+76,1
Butirato a acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+48,1
Etanol a acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+9,6
Lactato a acetato	$\text{CH}_3\text{CHOHCOO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	- 4,2
Acetato a metano	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$	- 31,0
Bicarbonato a acetato	$2\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CHCOO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	- 104,6
Bicarbonato a metano	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	- 135,6

A acetogênese, etapa essencial na conversão de compostos intermediários em acetato, é termodinamicamente desfavorável, isto é, não ocorre espontaneamente no sentido da formação de acetato e H_2 , a menos que essas espécies químicas sejam removidas do meio (por exemplo, por metanogênese), deslocando, assim, o equilíbrio da reação no sentido da formação desses produtos.

Os cálculos associados às reações acetogênicas permitem determinar que essas reações só são termodinamicamente favoráveis (isto é, ocorrem no sentido da formação de acetato) quando a pressão parcial de H_2 no meio é muito baixa (10^{-4} atm para a

conversão de propionato e 10^{-3} atm para butirato). Portanto, uma vez formados os ácidos propiônico e butírico como produtos intermediários, a conversão em acetato só será possível mediante a existência de populações capazes de remover, de forma rápida e eficiente, o H_2 formado nas reações acetogênicas. Isso é conseguido graças à ação das bactérias que removem H_2 do meio, quais sejam, as bactérias metanogênicas hidrogenotróficas e as bactérias redutoras de sulfato.

Caso nitratos estejam disponíveis no meio, o que é raro, as bactérias redutoras de nitrato também agirão de forma favorável à acetogênese. O entendimento dos aspectos termodinâmicos envolvidos resultou na elucidação de alguns mecanismos de autocontrole do processo.

É importante ressaltar, no entanto, que os estudos de transferência de energia que ocorrem em reatores anaeróbios são por si só complexos, além de envolver a determinação quantitativa de produtos intermediários e finais que estão presentes no meio em concentrações muito baixas.

2.6 Conceitos Básicos sobre Cinética Microbiana

A análise de dados termodinâmicos permite estabelecer se uma reação catabólica é viável ou não sob um determinado conjunto de condições operacionais no reator anaeróbio. Todavia, a termodinâmica não fornece subsídios sobre a velocidade com que um determinado processo se desenvolverá. Essa velocidade é parâmetro fundamental para o conhecimento da cinética das reações.

A cinética bioquímica estuda as velocidades de crescimento dos microrganismos, as velocidades de consumo de substratos e de formação de produtos. Tais velocidades podem ser expressas em termos matemáticos por modelos que representem adequadamente a dinâmica desses processos.

Muitos são os fatores que podem influenciar a cinética de populações microbianas. A cinética pode ser afetada pela composição, pH, reologia e temperatura do meio ou pelas características multicomponente, controles internos, adaptabilidade e heterogeneidade das populações celulares. Além disso, as interações entre a massa celular e o ambiente (meio), como transferência de nutrientes, produtos e calor, são outros importantes fatores que também podem influenciar a cinética. Entretanto, não é prático ou possível tentar formular um modelo cinético que inclua todos os aspectos e detalhes envolvidos na relação meio/biomassa. Conseqüentemente, devem ser feitas simplificações a fim de tornar o modelo aplicável.

Muitos pesquisadores se dedicaram à derivação de expressões cinéticas para descrever o metabolismo bacteriano. Muitas dessas expressões se baseiam no trabalho original de Monod (1949, 1950), que pesquisou a fermentação alcoólica de açúcares em sistemas alimentados continuamente. O modelo cinético de Monod é similar a outros modelos, como as isotermas de adsorção de Langmuir, de 1918, e como o modelo cinético de Michaelis-Menten, desenvolvido em 1913, para reações enzimáticas com um único substrato.

Os resultados de Monod podem ser resumidos em três equações básicas:

- I. A velocidade bruta de crescimento dos microrganismos é proporcional à velocidade de utilização do substrato:

$$\left(\frac{G}{GW}\right)_c = Y_{X/S} \left(\frac{G}{GW}\right)_u \quad (2.2)$$

Nessa equação, X é a concentração de microrganismos ($M \cdot L^{-3}$, por exemplo, $mg\ SSV \cdot L^{-1}$), S é a concentração de substrato ($M \cdot L^{-3}$, por exemplo, $mg\ DQO \cdot L^{-1}$), t é o tempo e $Y_{X/S}$ é o fator de crescimento ou a produção bruta de bactérias por unidade de massa de substrato ($M\ células/M\ substrato$, por exemplo, $g\ SSV \cdot g^{-1}\ DQO$). O índice c representa o crescimento das bactérias e o índice u , a utilização do material orgânico.

- II. A velocidade de crescimento dos microrganismos é proporcional à concentração dos mesmos e depende da concentração de substrato:

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_c = X \cdot \mu = \mu_m \frac{S \cdot X}{K_s + S} \quad (2.3)$$

Na equação cinética de Monod, μ é a velocidade específica de crescimento celular (T^{-1}) e μ_m e K_s são constantes cinéticas: μ_m é a velocidade específica máxima de crescimento celular e K_s é a constante de saturação do substrato e tem o valor da concentração de substrato na qual μ atinge metade do seu valor máximo. A representação gráfica da equação cinética de Monod é apresentada na Figura 2.2.

Pela Equação 2.3 observa-se que, para concentrações elevadas de substrato, a razão $S/(S + K_s)$ se aproxima da unidade e que, portanto, a velocidade de crescimento se torna independente da concentração de substrato, isto é, o crescimento é um processo de ordem zero. Por outro lado, se a concentração de substrato for muito baixa, isto é, $S \ll K_s$, a velocidade de crescimento se torna proporcional à concentração de substrato, o que caracteriza cinética de primeira ordem.

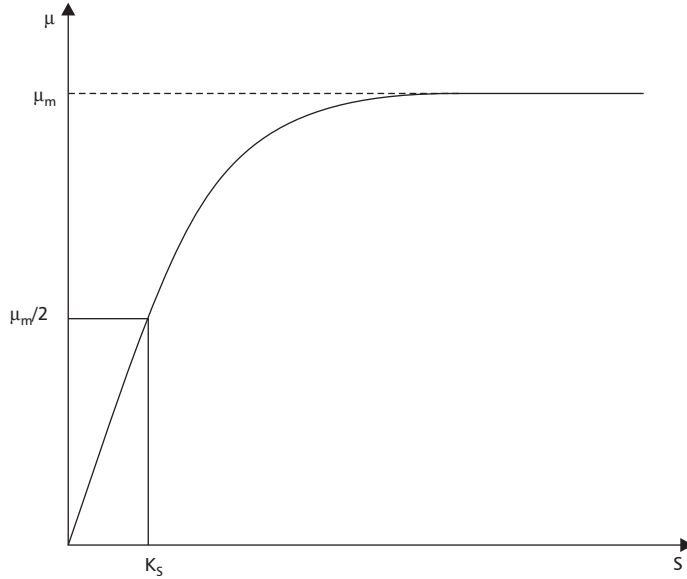


Figura 2.2 Representação gráfica do modelo cinético de Monod.

III. Paralelo ao crescimento de microrganismos devido à atividade anabólica, há também decaimento devido à morte de células vivas. A velocidade de decaimento pode ser formulada como um processo de primeira ordem:

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_d = -X \cdot K_d \quad (2.4)$$

Nessa equação, K_d é a constante da velocidade de decaimento ou constante de morte celular. O índice d representa o decaimento da massa bacteriana.

Os modelos cinéticos em processos bioquímicos podem ser representados também em termos de velocidade específica de consumo de substrato (U). A relação entre μ e U é dada pela Equação 2.2 e pode ser expressa como:

$$U = \frac{\mu}{Y_{X/S}} \quad (2.5)$$

Dessa forma, a equação de Monod pode ser representada por:

$$U = U_m \frac{S}{K_S + S} \quad (2.6)$$

Nessa equação, U é a velocidade específica de consumo de substrato (M substrato $\cdot M^{-1}$ células $\cdot T^{-1}$, por exemplo, mg DQO $\cdot mg^{-1}$ SSV $\cdot h^{-1}$) e U_m é a velocidade específica máxima de consumo de substrato.

Os parâmetros cinéticos m_m , K_s , K_d e U_m são muito específicos para uma determinada cultura em um certo meio líquido contendo substratos principais e nutrientes sob determinadas condições ambientais. Por meio de dados de concentração de substrato e concentração celular obtidos pelo monitoramento de um sistema, podem ser obtidas as velocidades específicas de crescimento (m) ou de velocidades específicas de consumo de substrato (U). Um modelo cinético que adequadamente represente o processo deve então ser ajustado e as constantes cinéticas, estimadas ou determinadas experimentalmente.

Equipamentos e técnicas para ajuste de modelos cinéticos e estimativa das constantes de velocidade são apresentados por Bailey & Ollis (1986) e por Atkinson & Mavituna (1983).

2.7 Aplicações da Cinética Básica

Os dados cinéticos, além de fornecerem informações sobre o crescimento e utilização do substrato por diversas culturas, podem ser úteis para análise de sistemas de tratamento. Dessa forma, parâmetros cinéticos e operacionais podem ser equacionados para a verificação das relações existentes entre tais parâmetros e, conseqüentemente, da influência da cinética sobre a operação. Essa análise pode ser obtida por meio de balanços de massa em reatores bioquímicos utilizados para tratamento de águas residuárias. Um exemplo da relação entre tais parâmetros operacionais e cinéticos é apresentado a seguir.

Convém introduzir dois parâmetros muito importantes na análise de reatores contendo microrganismos: o tempo de detenção hidráulico (θ_h) e o tempo de retenção celular (θ_c), definidos como:

$$\theta_h = \frac{\text{Volume do reator}}{\text{Vazão}} = \frac{V}{Q} \quad (2.7)$$

$$\theta_c = \frac{\text{Concentração de microrganismos no reator}}{\text{Taxa de retirada dos microrganismos}} = \frac{X}{(\Delta X/\Delta t)} \quad (2.8)$$

O tempo de detenção hidráulico representa o tempo médio que o líquido permanece no sistema de tratamento. O tempo de retenção celular representa o tempo médio de permanência dos sólidos biológicos no sistema de tratamento, também chamado de idade de lodo. A distinção entre o tempo de permanência do líquido, θ_h , e dos sólidos (isto é, a idade de lodo), é de fundamental importância para os sistemas de tratamento biológico. Nos sistemas clássicos nos quais não há mecanismos de retenção

do lodo, esses dois parâmetros são iguais. Como há uma idade de lodo mínima necessária para que a digestão anaeróbia se desenvolva, esses sistemas não podiam ser operados com um tempo de permanência hidráulico menor que essa idade de lodo mínima. Dependendo das condições operacionais, essa idade de lodo mínima pode variar de alguns dias a algumas semanas. Nos sistemas modernos de digestão anaeróbia há mecanismos de maior retenção de lodo e, por essa razão, o tempo de permanência hidráulico torna-se independente da idade de lodo, abrindo a possibilidade de aplicar valores de $\theta_h < \theta_c$, o que por sua vez leva a uma redução do volume do sistema de tratamento. Conclui-se que a redução do volume dos sistemas modernos de tratamento anaeróbio deve-se essencialmente à retenção de lodo nele presente.

Para exemplificar a obtenção de expressões que correlacionam parâmetros operacionais em reatores biológicos de tratamento de águas residuárias, como θ_h e θ_c , com parâmetros cinéticos, será considerado um reator de mistura completa ideal, contendo células livres sem biomassa no afluente e sob condições isotérmicas. O balanço de massa para a biomassa, considerando estado estacionário resulta em:

$$\frac{1}{\theta_c} = \mu - d \quad (2.9)$$

Essa equação é válida para reatores de mistura para casos com e sem recirculação de sólidos. No reator sem recirculação de biomassa, entretanto, o valor de θ_c é igual ao valor de θ_h , enquanto em sistemas com reciclo de sólidos o valor de θ_c é diferente de θ_h . Em ambos os casos, a equação obtida por balanço de massa no reator relaciona os parâmetros operacionais (θ_c ou θ_h) com termos cinéticos (μ e K_d) e indica que a velocidade específica líquida de crescimento da massa microbiana é inversamente proporcional ao tempo de retenção celular ou ao tempo de detenção hidráulica no sistema, no caso de reator sem reciclo.

Considerando o modelo cinético de Monod (Equação 2.3), a Equação 2.10 pode ser escrita como:

$$S = \frac{\mu_m \left(\frac{1}{\theta_c} + d \right)}{\mu_m - \left(\frac{1}{\theta_c} + d \right)} \quad (2.10)$$

A Equação 2.10 mostra que a concentração do substrato no efluente de reatores de mistura completa depende de três constantes cinéticas (μ_m , K_S e K_d) e de uma variável de processo (θ_c). Para um determinado despejo, uma microflora específica e uma dada temperatura de operação, os coeficientes cinéticos são constantes. Dessa forma, a concentração de substrato efluente será uma função direta de θ_c (Lawrence & McCarty, 1970). A Figura 2.3 apresenta a variação típica da concentração de substrato

no efluente do reator em função de θ_c , conforme previsto pela Equação 2.10. Observa-se que há um tempo de retenção celular mínimo (θ_c^{\min}) para que ocorra o metabolismo. Quando o θ_c é menor que o mínimo, a taxa de descarga de sólidos supera a velocidade de produção líquida (mesmo tendo-se crescimento à velocidade máxima), de modo que a massa de microrganismos tende a desaparecer do sistema. O valor mínimo de θ_c pode ser calculado supondo-se que não haja conversão, isto é, que a concentração de substrato não mude no sistema:

$$\frac{1}{\theta_c^{\min}} = \frac{\mu_m \cdot S_o}{K_S + S_o} - K_d \quad (2.11)$$

Nessa equação S_o é a concentração de substrato no afluente do reator.

Na Figura 2.3 observa-se que a concentração de substrato no efluente diminui à medida que o tempo de retenção celular aumenta. Portanto, em princípio, há vantagem em aumentar θ_c por meio da retenção de microrganismos no reator. Em reatores sem recirculação de sólidos, θ_c deve ser praticamente igual ao θ_h e qualquer aumento na retenção de sólidos implicará um aumento proporcional no tempo de detenção hidráulica, podendo resultar em unidades inaceitavelmente grandes. Por esse motivo, é conveniente inserir uma unidade de separação de sólidos posterior ao reator e recircular parte da biomassa. Dessa forma, o valor de θ_c é desvinculado de θ_h . Nessa concepção pode-se, portanto, aplicar θ_h mais baixo, mantendo-se alto θ_c .

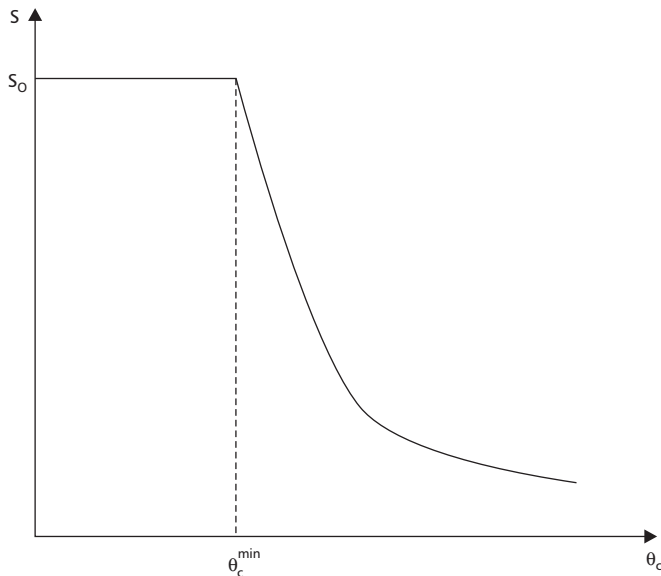


Figura 2.3 Relação entre a concentração de substrato no efluente e o tempo de retenção celular em reator de mistura completa ideal operando em regime permanente.

Nos sistemas com recirculação de sólidos deverá haver descarga contínua ou semicontínua de massa de microrganismos (lodo de excesso). A taxa de descarga deve ser igual à velocidade líquida de produção de biomassa, de modo que a massa no sistema seja mantida em valor aproximadamente constante, compatível com a carga orgânica (de substrato) que nele entra. De acordo com a Equação 2.9, a taxa de descarga é igual ao inverso do tempo de retenção celular em estado estacionário.

Outra forma de aumentar o tempo de retenção celular no sistema é a utilização de células imobilizadas em algum suporte inerte como o obtido nos filtros anaeróbios ou mesmo auto-imobilizadas na forma de grânulos como observado em reatores de manta de lodo. Nesses sistemas, entretanto, a análise cinética torna-se mais complexa, pois os fenômenos de transferência de massa da fase líquida para a fase sólida biológica influenciam de forma efetiva as velocidades globais de conversão da matéria orgânica.

O exemplo apresentado mostra que é de suma importância que o sistema de tratamento retenha biomassa ativa. Na realidade, esse aspecto é tão importante que geralmente o mecanismo de retenção de lodo é usado para caracterizar e classificar o sistema de tratamento. Os diferentes mecanismos serão tratados detalhadamente nos próximos capítulos.

A compreensão das relações entre os parâmetros cinéticos e operacionais é essencial para o projeto de reatores anaeróbios destinados ao tratamento de esgotos sanitários, mesmo que os critérios de projeto não envolvam o uso de parâmetros cinéticos.

2.8 Utilização e Interpretação de Dados Cinéticos

Valores de constantes cinéticas relativas à digestão anaeróbia foram estimados por Henze & Harremões (1983) a partir de uma grande quantidade de resultados experimentais relatados por diversos autores. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 Constantes cinéticas do modelo de Monod obtidas para culturas anaeróbias.

Cultura	μ_m (d ⁻¹)	$Y_{X/S}$ (gSSV · g ⁻¹ DQO)	U_m (gDQO · g ⁻¹ SSV · d ⁻¹)	K_s (mgDQO · l ⁻¹)
Bactérias acidogênicas	2,0	0,15	13	200
Bactérias metanogênicas	0,4	0,03	13	50
Cultura mista	0,4	0,18	2	–

Os dados obtidos por Henze & Harremões (1983) e apresentados na Tabela 2.2 são úteis para estabelecimento de uma discussão com base relativa. Tais resultados, obtidos para diferentes culturas, podem ser utilizados para uma comparação entre as

culturas estudadas. Entretanto, a utilização generalizada dos parâmetros apresentados não é recomendada, pois os coeficientes cinéticos dependerão do tipo de substrato, da origem da cultura e das condições ambientais, principalmente temperatura.

A partir dos valores das constantes apresentados na Tabela 2.2, conclui-se que culturas puras de bactérias acidogênicas e metanogênicas podem metabolizar até um máximo de cerca de 13 mg DQO por mg de massa bacteriana (SSV) por dia, isto é, $U_m = 13 \text{ mg DQO} \cdot \text{mg}^{-1} \text{ SSV} \cdot \text{d}^{-1}$. O coeficiente de rendimento é 0,15 para fermentação ácida e 0,03 mg SSV \cdot mg⁻¹ DQO para fermentação metanogênica. Portanto, é prevista uma produção bruta de lodo de 0,18 kg SSV por kg de DQO no caso da digestão de material orgânico complexo. A cultura mista originada pela digestão do material orgânico complexo será composta de 0,15/0,18 = 5/6 de bactérias acidogênicas e somente 0,03/0,18 = 1/6 de bactérias metanogênicas. Portanto, nessa mistura, a velocidade máxima de conversão de material orgânico em biogás seria somente 1/6 da velocidade máxima de uma cultura pura de metanogênicas, isto é, 13/6 \cong 2 kg DQO \cdot kg⁻¹ SSV \cdot d⁻¹.

Quando se usa material orgânico de esgoto como substrato, a situação se torna mais complexa, porque há vários outros fatores que interferem na velocidade de consumo de substrato, a saber:

- I. O lodo terá uma fração de material inorgânico devido à floculação de sólidos minerais suspensos presentes no efluente ou à geração de sais insolúveis no reator (por exemplo, CaCO₃). Em muitos casos, observou-se fração mineral superior a 50% em sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto.
- II. O lodo também terá uma fração orgânica inerte que se origina da floculação de material orgânico biodegradável e particulado presente no afluente. Dependendo das condições operacionais, também é possível que haja uma fração de sólidos orgânicos biodegradáveis, mas (ainda) não metabolizados. Conseqüentemente, a fração de massa de bactérias atuantes na digestão anaeróbia não será muito grande.
- III. As bactérias poderão permanecer um período prolongado no sistema de tratamento (várias semanas ou vários meses), de modo que pode haver decaimento significativo de sua atividade e conseqüente acumulação de resíduo endógeno no sistema. Isso se dará particularmente para as bactérias da fermentação ácida que apresentam velocidade de decaimento mais elevada que as da fermentação metanogênica.

A combinação desses fatores fará com que se forme um lodo com velocidade específica máxima de utilização de substrato muito abaixo daquela de culturas puras. Na Figura 2.4 procurou-se representar as diferenças na composição do lodo e na velocidade máxima de utilização de substrato, para o caso de ter como substrato (a) acetato, (b) material orgânico complexo dissolvido ou (c) esgoto bruto.

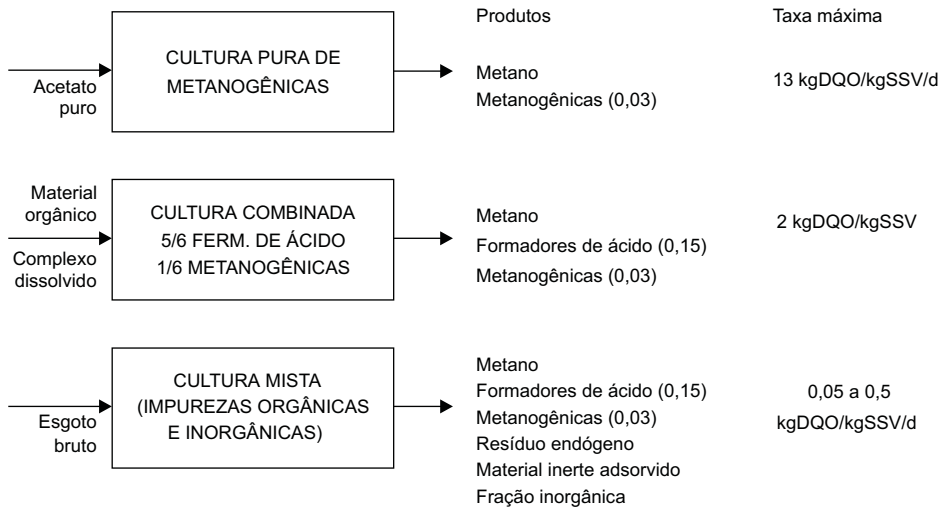


Figura 2.4 Representação esquemática da composição de lodo e da velocidade máxima de utilização de substrato para acetato, material orgânico complexo (dissolvido) e esgoto bruto.

2.9 Fatores Importantes na Digestão Anaeróbia

Vários são os fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia de águas residuárias. Dentre os fatores ambientais se destacam a temperatura, o pH, a alcalinidade e a presença de nutrientes. Outros fatores, como a capacidade de assimilação de carga tóxicas, transferência de massa, sobrecargas hidráulicas e a atividade metanogênica, também desempenham um papel importante no processo.

Temperatura

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

O tratamento de esgotos sanitários em reatores anaeróbios de alta taxa só é economicamente viável se o aquecimento de reatores for dispensável. Essa restrição pode limitar a aplicação bem-sucedida de reatores anaeróbios a locais em que a temperatura do líquido mantém-se acima de 20°C. Embora tenham sido relatados experimentos em que o tratamento ocorreu mesmo a temperaturas na faixa entre 10°C e 15°C, as eficiências alcançadas foram pouco superiores àquelas obtidas em unidades de tratamento primário.

O parâmetro cinético diretamente afetado pela temperatura é a velocidade específica de utilização do substrato. Na faixa de temperatura entre 20°C e 25°C, esse parâmetro assume valor inferior à metade daquele a 35°C. Deve-se considerar, no entanto, que a velocidade global de remoção de substrato está associada ao produto da velocidade específica pela concentração de microrganismos ativos no reator. Portanto, a mesma velocidade de remoção global pode ser atingida a diferentes temperaturas, desde que o sistema possa manter concentrações elevadas de microrganismos. Novamente, o desempenho do reator dependerá da sua capacidade de reter a biomassa em seu interior.

É possível, no entanto, que a baixa velocidade específica de utilização de substratos solúveis não seja o parâmetro limitante do processo no tratamento anaeróbio de esgotos sanitários. A temperaturas inferiores a 20°C, a solubilização de gorduras, do material particulado e de polímeros orgânicos é lenta, podendo se constituir na etapa limitante do processo. Caso esses constituintes não sejam solubilizados, poderão ser arrastados do reator ou ficar acumulados junto à superfície, ou nos sistemas de separação sólido/gás/líquido. Por outro lado, uma vez que aproximadamente 40% a 50% da matéria orgânica presente nos esgotos sanitários é constituída por material particulado, além de lipídios, a não disponibilidade desse substrato para promover o crescimento bacteriano poderá causar a instabilidade do reator.

Conclui-se, portanto, que a operação de reatores anaeróbios de alta taxa a temperaturas inferiores a 20°C deve ser cuidadosamente estudada, não apenas quanto ao desempenho a ser esperado, como também ao tipo de configuração de reator a ser adotado, dando-se preferência àqueles capazes de reter melhor a biomassa em seu interior.

Nutrientes

Nitrogênio (N) e fósforo (P) são os nutrientes essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P, em relação à matéria orgânica presente (expressa como DQO, por exemplo), depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para síntese, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. A baixa velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios, resulta em menor requerimento nutricional.

Em geral, admite-se que a relação DQO : N : P de 500 : 5 : 1 é suficiente para atender às necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios (Speece, 1996).

Além de N e P, o enxofre (S) é também considerado um dos nutrientes essenciais para a metanogênese. Em geral, a concentração de S deve ser da mesma ordem de grandeza ou levemente superior à de P. As bactérias assimilam enxofre na forma de sulfetos, originados, em geral, da redução biológica de sulfatos, que é um constituinte comum a muitas águas residuárias. Algumas proteínas são, também, fontes de enxofre.

Dentre os micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o ferro, o cobalto, o níquel e o zinco. Em revisão da literatura sobre aspectos nutricionais em processos anaeróbios, Damianovic (1992) faz referências a vários trabalhos nos quais comprovou-se que a presença desses micronutrientes estimulou os processos anaeróbios. O efeito estimulante de metais traços foi observado principalmente em experimentos de crescimento de culturas em laboratório. O único metal traço testado em reatores de grande porte foi o ferro, com excelentes resultados.

É pouco provável que os esgotos sanitários típicos apresentem deficiências nutricionais, pois tanto os macronutrientes (N e P) como os micronutrientes estão abundantemente presentes no esgoto sanitário, ao contrário de algumas águas residuárias industriais. Na verdade, em muitos casos será necessário aplicar um pós-tratamento para reduzir a concentração dos macronutrientes.

pH e Alcalinidade

As bactérias anaeróbias metanogênicas são consideradas sensíveis ao pH, isto é, o crescimento ótimo ocorre em faixa relativamente estreita de pH. Speece (1996) considera que o reator deve ser operado em pH entre 6,5 e 8,2. Segundo esse autor, em determinadas condições é possível a operação satisfatória do reator em pH de até 6.

Deve-se considerar que a ação microbiana pode alterar o pH do meio, o que torna provavelmente inúteis as tentativas de neutralização das águas residuárias a priori. Segundo Speece (1996), a neutralização do ácido acético com sódio, por exemplo, poderá elevar o pH do reator se resultar na produção de gás com 100% de metano. Nesse caso, não haverá CO_2 suficiente para reagir com os alcalis que serão formados no processo.

Compostos, como CO_2 e ácidos graxos voláteis de cadeia curta, tendem a abaixar o pH, enquanto cátions geradores de alcalinidade, como os íons de nitrogênio amoniacal provenientes da degradação de proteínas e o sódio originado da degradação de sabão, aumentam a alcalinidade e o pH.

O tratamento de esgotos sanitários em reatores anaeróbios de alta taxa dificilmente exigirá cuidados especiais com relação à manutenção do pH na faixa entre 6,5 e 7,5, mesmo considerando-se que o afluente pode apresentar pH inferior a 6,5, pois um valor adequado e estável do pH é obtido naturalmente, devido à predominância do sistema carbônico (H_2CO_3 ; HCO_3^- ; CO_3^{2-}) nesses efluentes. Valores baixos de pH no afluente poderão ocorrer devido à decomposição de compostos facilmente degradáveis, como açúcares e amido, na rede coletora, produzindo ácidos orgânicos. No entanto, parte da matéria orgânica remanescente (proteínas, lipídios, celulose etc.) é de decomposição mais lenta e a fase de hidrólise e fermentação deverá ocorrer no interior do reator. Caso o reator mantenha, portanto, as fases de acidogênese e metanogênese

em equilíbrio, o pH no interior do reator deverá manter-se próximo ou levemente superior a 7. Uma ressalva pode ser feita aos esgotos concentrados originados do uso de águas de baixa alcalinidade, como pode ser o caso de muitas águas litorâneas, nas quais pode ser necessária a adição de substâncias alcalinas para corrigir o pH.

Capacidade de Assimilação de Cargas Tóxicas

A sensibilidade dos processos anaeróbios a cargas tóxicas depende, significativamente, do parâmetro operacional tempo de retenção celular ou idade do lodo. Quanto maior o tempo de retenção celular, maior é a capacidade do reator de assimilar cargas tóxicas.

Para reatores anaeróbios operados à temperatura ambiente na faixa de 20°C a 30°C, é aconselhável que o tempo de retenção celular seja da ordem de 50 dias ou mais.

Reatores de filme fixo, como filtros anaeróbios, por exemplo, têm demonstrado ser mais resistentes à toxicidade que reatores de crescimento em suspensão.

De um modo geral, os compostos que podem exercer influência tóxica sobre as bactérias metanogênicas normalmente não se encontram no esgoto sanitário. Sulfeto, gerado no reator a partir da redução de sulfato ou da mineralização de proteínas, não atinge uma concentração suficientemente alta para causar problemas de toxicidade. Somente a presença de oxigênio dissolvido pode constituir problema se o projeto do reator for inadequado, permitindo intensa aeração do esgoto antes da sua entrada no sistema de tratamento.

A literatura disponível sobre reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários, com exceção daquela referente a digestores de lodos de esgotos, não faz referência a problemas de toxicidade. Oliva (1997) operou reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de esgotos sanitários. Observou que, apesar das mudanças significativas nas características dos esgotos, em diferentes horários, as quais foram associadas a descargas de efluentes industriais, o desempenho do reator não foi significativamente afetado.

Sobrecargas Hidráulicas

Há poucos dados na literatura sobre o efeito de cargas hidráulicas em reatores anaeróbios alimentados com esgotos sanitários.

Ao submeter um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo e sobrecargas hidráulicas correspondentes ao dobro da vazão normal, pelo período de duas horas, Oliva (1997) observou aumento significativo na DQO efluente. Esse aumento foi crescente durante o período de aplicação da sobrecarga hidráulica, decrescendo gradativamente após sua interrupção.

Embora não tenha sido possível modelar a resposta do reator, o efeito maior foi relacionado com a perda de sólidos orgânicos no efluente, enquanto a fração da DQO solúvel apresentou variações menos significativas. Portanto, o arraste de sólidos é um dos problemas a que estão sujeitos os reatores submetidos a sobrecargas hidráulicas.

Atividade Metanogênica

Conforme já exposto neste texto, a remoção de matéria orgânica nos processos anaeróbios ocorre, principalmente, pela conversão dos produtos finais da etapa fermentativa (acetato e H_2/CO_2) em metano (CH_4), um dos produtos finais do processo que é removido fisicamente da fase líquida e é emitido na fase gasosa juntamente com outros gases formados ou presentes no reator.

A eficiência do processo depende, portanto, da atividade metanogênica do lodo, isto é, de sua capacidade de transformar acetato e H_2/CO_2 em CH_4 , havendo relação estequiométrica entre a quantidade de metano formada e a fração de matéria orgânica removida (expressa como DQO, por exemplo). Considerando a equação de combustão do metano, tem-se que, na oxidação completa do metano, 1 mol de CH_4 consome 2 mols de O_2 . Portanto, nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP: $T = 273\text{ K}$; $P = 1\text{ atm.}$), 22,4 litros de metano correspondem a 64 g de DQO ou seja, 0,35 litro de CH_4 por grama de DQO removida. Essa relação permite estimar a fração de matéria orgânica convertida em metano a partir do volume de metano produzido no reator, por unidade de tempo. Como essa relação é válida a CNTP, para qualquer outra condição deve-se corrigir o volume obtido.

Admitindo-se que a concentração de biomassa no reator está relacionada com a concentração de sólidos voláteis em suspensão (SSV), a atividade metanogênica do lodo pode ser obtida por meio da relação entre a quantidade de DQO convertida em metano, por unidade de tempo, e a concentração de SSV. O teste de atividade metanogênica específica baseia-se nesses fundamentos do processo e tem sido utilizado no monitoramento do desempenho de reatores anaeróbios. Há vários métodos propostos para a avaliação da atividade metanogênica específica do lodo, sendo que a apresentação e discussão desses métodos foge ao escopo deste texto. No entanto, algumas considerações sobre a aplicabilidade do teste a reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários devem ser feitas.

Em primeiro lugar, deve-se considerar que parcela significativa dos SSV nesses reatores pode ser constituída de matéria orgânica particulada abiótica, ou seja, matéria orgânica em suspensão presente originalmente nos esgotos. Dessa maneira, a fração de biomassa metanogênica presente no lodo pode ser muito pequena. Deve-se considerar, também, que os esgotos sanitários apresentam, em geral, baixas concentrações de matéria orgânica, resultando em baixa produção de metano. Nessas

condições, a fração de metano que permanece dissolvida no meio líquido pode ser significativa em comparação com a fração presente nos efluentes gasosos (biogás).

Os resultados de várias pesquisas sobre o uso de reatores anaeróbios no tratamento de esgotos sanitários têm demonstrado que apenas cerca de 25% a 35% da DQO removida nesses reatores tem sido recuperada como metano no efluente gasoso. Portanto, a avaliação correta da atividade metanogênica do lodo pode ser muito difícil nesses casos.

Um aspecto importante a ser destacado é que cerca de 70% ou mais do metano produzido nos reatores anaeróbios provém do acetato e o restante do H_2/CO_2 . Desse modo, é importante que o lodo apresente atividade metanogênica acetoclástica. Caso contrário, mesmo sendo anaeróbio, dificilmente sua atividade metanogênica será compatível com as necessidades de desempenho dos reatores. Conseqüentemente, o conhecimento ao longo do tempo, da atividade metanogênica específica do lodo para o acetato, pode dar informação importante sobre a evolução da população bacteriana de um dado reator.

Referências Bibliográficas

- ATKINSON, B.; MAVITUNA, F. (1983). *Biochemical Engineering and Biotechnology Handbook*. London, Stockton Press.
- BAILEY, J.E.; OLLIS, D.F. (1986). *Biochemical Engineering Fundamentals*. 2. ed. New York, McGraw-Hill.
- DAMIANOVIC, M.H.R.Z. (1992). *Estudo do efeito de nutrientes no desempenho de reatores de manta de lodo em escala de bancada alimentados com efluente de processamento de milho*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GUJER, W.; ZEHNDER, A.J.B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* 15, p.127-167.
- HENZE, M.; HARREMOËS, P. (1983). Anaerobic treatment of waste water in fixed film reactors – a literature review. *Wat. Sci. Tech.* 15, p.1-101.
- JANSEN, A.J.H. (1996). *Formation and Colloidal Behavior of Elemental, Sulphur Produced from the Biological Oxidation of Hydrogensulphide*. Tese (Doutorado) – Universidade Agrícola de Wageningen, Holanda. 121p.
- KASPAR, H.F.; WUHRMAN, K. (1978). Kinetic Parameters and Relative Turnovers of Some Important Catabolic Reactions in Digesting Sludge. *Applied Environmental Microbiology*, 36, p.1-7.
- LAWRENCE, A.W.; MCCARTY, P.L. (1970). Unified basis for biological treatment design and operation. *Journal of the Sanitary Eng. Division* 96(SA3), p.757-775.

- MCCARTY, P.L. (1982). One Hundred Years of Anaerobic Treatment. In: *Anaerobic Digestion 1981*. Hugges et al. Eds. Elsevier Biomedical Press B. V.
- MONOD, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Ann. Rev. Microbiol.* 3, p.371-394.
- MONOD J. (1950). La technique de culture continue: theorie et applications. *Ann. Inst. Pasteur* 79, p.340.
- MOSEY, F.E. (1983). Mathematical modeling of the anaerobic process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. *Wat. Sci. Tech.* 15, p.209-232.
- OLIVA, L.C.H.V. (1997). *Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas a Sobrecargas Hidráulicas*. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São carlos, Universidade de São Paulo.
- SPEECE, R.E. (1996). *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Nashville, Tennessee, Archae Press.
- THAUER, R.; JUNGGERMANN, K.; DECKER, K. (1977). Energy conservation in chemotrophic anaerobic bacteria. *Bacteriol. Rev.* 4, p.100-180.
- YOUNG, J.C.; McCARTY, P.L. (1969). The Anaerobic Filter for Waste Treatment. *Journal Wat. Poll. Cont. Fed.* 41, R160-R165.
- ZEHNDER, A.J.B.; SVENSSON, B.H. (1986). *Life Without Oxygen: What Can and What Cannot?* Experientia 42, P.1197-1205.
- ZINDER, S.H. (1992). Methanogenesis. In: *Encyclopedia of Microbiology*, v. 3, p.81-96, editado por J. Ledenberg, Academic Press, San Diego, EUA.
- ZINDER, S.H.; KOCH, M. (1984). Non-aceticlastic Methanogenesis from Acetate: Acetate Oxidation by a Thermophilic Syntrophic Coculture. *Arch. Microbiol.* 138, p.263-272.

Capítulo 3

Configurações de Reatores Anaeróbios

*Mario Takayuki Kato, Cícero Onofre de Andrade Neto,
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Eugenio Foresti e Luis Fernando Cybis*

3.1 Introdução

Estações de Tratamento e Fatores Influentes

As *estações de tratamento de esgoto (ETE)* em geral são constituídas de diversas unidades, usualmente na forma de tanques, cada qual desempenhando isoladamente uma ou mais funções específicas. Entretanto, cada unidade é operada de maneira integrada com as demais, formando um *sistema de tratamento* para atingir o objetivo comum que é a remoção de determinados constituintes do esgoto, principalmente para a recuperação da qualidade da água.

As *unidades de um sistema de tratamento* geralmente são projetadas e construídas como tanques abertos ou fechados, no interior dos quais ocorrem separações físicas, reações químicas ou transformações biológicas dos constituintes do esgoto, em grau e natureza distintos. À medida que o esgoto passa de um tanque para outro, obtém-se a separação ou conversão esperada de um ou outro dos seus constituintes que se deseja remover. A remoção, via de regra, ocorre pela separação dos constituintes na forma de sólidos ou gases existentes nos esgotos ou produzidos nas reações em cada unidade. O efluente final da estação é um líquido contendo quantidades ou concentrações menores dos constituintes, comparadas com as do afluente.

O *grau de remoção, desempenho ou eficiência de uma ETE* é avaliado comparando-se essas quantidades ou concentrações presentes no afluente e no efluente líquido. Além do efluente líquido tratado, com qualidade compatível com o seu lançamento em corpos receptores ou possível reuso, são gerados, ainda no processo de tratamento, subprodutos sólidos ou gasosos, os quais podem necessitar de posteriores tratamentos específicos.

A natureza dos constituintes no esgoto (materiais orgânicos simples ou complexos, solúveis ou particulados, diluídos ou concentrados, por exemplo), bem como o grau de

remoção desejada de cada um, são elementos básicos para definir os métodos de tratamento.

Os *métodos de tratamento*, por sua vez, dependem de diversos outros fatores para atingir o desempenho esperado. Um dos principais é o tipo ou configuração do reator. Outros fatores que podem ser citados são:

- Tempo de detenção hidráulica.
- Tempo de retenção celular (idade do lodo).
- Carga hidráulica.
- Carga orgânica.
- Recirculação do efluente líquido, de lodo e de gases.
- Relação entre as quantidades de alimento (matéria orgânica) no afluente e de lodo presente no reator (biomassa).
- Fatores ambientais (pH, alcalinidade, temperatura, nutrientes, presença ou ausência de tóxicos ou inibidores).

Os principais fatores influentes nos processos de tratamento ou desempenho de reatores são descritos mais detalhadamente em capítulo anterior. Neste capítulo, é dada ênfase às configurações dos reatores utilizados em tratamento anaeróbio, associadas a vários desses fatores.

Métodos de Tratamento e Reatores

O tratamento de esgoto, efetuado em tanques, canais, lagoas ou outros recipientes de vários tipos e formas, é uma imitação dos fenômenos que ocorrem na natureza, no solo e na água. Esses fenômenos podem ser de *origem física, química ou biológica*. A diferença maior é que o tratamento naqueles tanques pode ser efetuado sob condições controladas, em período de tempo menor e sem a maioria dos inconvenientes sanitários e ambientais que ocorrem quando o esgoto é lançado *in natura*, sem controle.

Os métodos de tratamento fazem uso desses fenômenos, classificados como *operações (fenômenos físicos)* e *processos unitários (fenômenos químicos ou biológicos)*. Exemplo típico de operação unitária é o que ocorre em tanques, bacias ou lagoas de sedimentação (sedimentadores de lodo orgânico ou biológico) e caixas de areia (desarenadores). Nesse caso, não ocorre no interior daqueles recipientes reações ou transformações que modifiquem a natureza do material sólido em questão (lodo ou areia), apenas sua separação, concentrando-se por gravidade no fundo dos tanques. Quando fenômenos químicos ou biológicos ocorrem nos tanques, devido a reações ou transformações, estes são denominados *reatores*. Nos reatores há modificações na natureza dos constituintes dos esgotos, com decréscimo da massa de uma ou mais substâncias, porém com formação de massa de outros produtos intermediários ou finais, dependendo das reações envolvidas.

Os reatores *químicos* caracterizam-se por reações que ocorrem predominantemente entre substâncias químicas diferentes, existentes nos esgotos ou adicionadas nos tanques. Já nos reatores *biológicos*, tais reações químicas ocorrem com a interferência também de microrganismos, os quais participam ativamente no decréscimo da matéria orgânica, e outros constituintes que se deseja remover na formação de nova massa. Esta nova massa tanto pode ser de produtos químicos como de material celular (biomassa). Os constituintes do esgoto afluyente são o *alimento dos microrganismos*, que os processam para o seu metabolismo por meio de reações diversas, resultando ao final um efluente mais clarificado e com menores concentrações, às vezes subprodutos, como gases dissolvidos e lodo biológico, que devem ser separados do líquido.

Os reatores *biológicos* podem ser classificados basicamente em dois tipos: aeróbios e anaeróbios. No primeiro, em função das bactérias que necessitam de oxigênio (livre ou molecular) dissolvido no meio para o seu metabolismo, deve haver alguma forma de aeração, artificial ou natural, para processar a matéria orgânica. No segundo, deve haver ausência de oxigênio, devido à presença de bactérias anaeróbias; estas processam a matéria orgânica somente nessas condições, uma vez que o oxigênio livre é na maioria das vezes um potencial tóxico, inibindo ou impedindo as suas atividades metabólicas.

Portanto, reatores *anaeróbios* são reatores biológicos nos quais o esgoto é tratado na ausência de oxigênio livre (ambiente anaeróbio), ocorrendo a formação de uma biomassa anaeróbia (lodo anaeróbio) e, como um dos subprodutos principais do processamento da matéria orgânica, tem-se o biogás, que é composto principalmente de metano e gás carbônico.

Diferentes Aspectos Que Caracterizam as Configurações de Reatores Anaeróbios

Reatores Básicos

As estações de tratamento de esgoto sanitário poderão ter, no *arranjo das unidades*, um ou mais reatores biológicos. A seleção da configuração do reator dependerá de diversos fatores, como aqueles citados anteriormente, mas, adicionalmente, alguns aspectos práticos deverão ser considerados, como:

- Disponibilidade de área.
- Variação das vazões.
- Operação e manutenção.
- Custos.
- Consumo de energia.
- Uso de equipamentos.
- Mão-de-obra disponível.
- Impactos ambientais etc.

No caso específico da seleção do reator biológico, seja aeróbio ou anaeróbio, um ponto fundamental é o relacionado com a *taxa ou velocidade das reações (cinética)*. A eficiência ou desempenho de um reator biológico está diretamente relacionado com a cinética, cujo tópico se encontra descrito mais detalhadamente em capítulo anterior. Neste capítulo serão abordados dois aspectos-chave para a cinética das reações: *a mistura hidráulica (e o conseqüente contato esgoto-biomassa) e a retenção da biomassa no reator*. No caso dos reatores anaeróbios, as diversas configurações existentes foram desenvolvidas e aplicadas visando à melhoria daqueles dois aspectos-chave, para que as reações no interior dos tanques resultassem em melhor desempenho para a remoção dos constituintes do esgoto afluente.

As configurações dos reatores têm por base primária as *características hidráulicas (fluxo e mistura)* no seu interior, para promover a mistura adequada que proporcione um contato esgoto-biomassa apropriado. Como os microrganismos são essenciais para que ocorram as reações, é sumamente importante que, além da existência de um microambiente favorável no interior dos reatores, o alimento esteja não apenas disponível na massa líquida, mas também que ele seja colocado em contato íntimo com a biomassa para promover a sua degradação. Os reatores básicos, em função das características hidráulicas, podem ser classificados conforme a Tabela 3.1, cujos esquemas correspondentes se encontram na Figura 3.1.

Tabela 3.1 Tipos básicos de reatores, em função da hidráulica.

Tipo de reator	Fluxo	Mistura	Características
Batelada	Descontínuo ou intermitente	Completa	Reator preenchido com esgoto no início e esvaziado ao final do tratamento, repetindo-se a operação com nova batelada. O conteúdo no interior do reator é misturado completamente, permitindo um bom contato esgoto-biomassa.
Pistão ou tubular	Contínuo	Tubular	O esgoto entra e passa por meio de um tanque longo e estreito, com as partículas líquidas saindo na mesma seqüência da entrada. Não ocorre mistura no sentido longitudinal e com pouca ou nenhuma dispersão transversal. As concentrações dos constituintes dos esgotos diminuem da entrada para a saída do tanque longitudinal.
Mistura completa	Contínuo	Completa	Tão logo o esgoto entre no reator, as partículas líquidas são imediatamente dispersadas no interior, ocorrendo mistura completa (homogeneização). As concentrações são praticamente iguais em todo o reator, as mesmas do efluente.
Arbitrário	Contínuo	Mista	Características intermediárias entre as do reator tubular e as do reator de mistura completa. Na prática, não há reatores com mistura completa ou tubular, denominados ideais, porém sim uma aproximação para um ou outro.

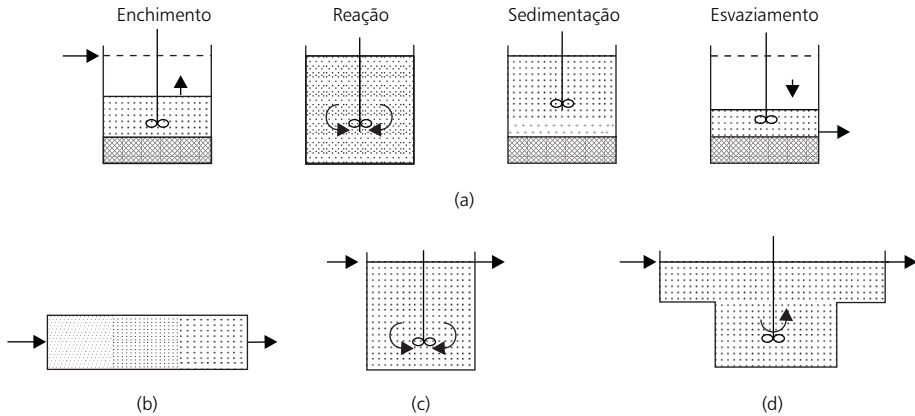


Figura 3.1 Esquemas dos reatores básicos. (a) Reator de batelada em seqüência operacional. (b) Reator tubular. (c) Reator de mistura completa. (d) Reator arbitrário.

Em uma estação de tratamento de esgotos, dependendo do seu porte, um único tipo de reator biológico pode ser construído, como um tanque de câmara única ou com vários módulos, ou mesmo em tanques separados, para operação em paralelo, com o objetivo de atender a certos aspectos construtivos e operacionais. Como nem sempre um único tipo de reator biológico em conjunto com as demais unidades não-biológicas podem atender a todos os requisitos de qualidade para o efluente final, pode ser necessário um segundo ou vários reatores biológicos em série, os quais podem ser ou não do mesmo tipo do primeiro. Exemplos típicos de reatores biológicos em série são os sistemas de tratamento com lagoas de estabilização.

O uso da tecnologia anaeróbia para o tratamento direto de esgotos, conforme descrito em capítulos anteriores, teve grande impulso a partir do desenvolvimento de novos reatores, os quais buscavam configurações que permitissem uma alta eficiência na remoção da matéria orgânica em tanques de menores dimensões e períodos de tempo curtos. Essas configurações tiveram como objetivo maior a procura de melhoria nos aspectos de mistura hidráulica e retenção de lodo biológico, para que as reações ocorressem de maneira eficiente. Para atingir esses objetivos, diversos aspectos foram considerados, os quais caracterizam, de uma forma ou outra, isoladamente ou combinadas, as diferentes configurações. Essas configurações não se caracterizam apenas pela geometria diferente, que pode ser até semelhante, mas principalmente por seus aspectos funcionais.

Os diversos aspectos poderão ser visualizados e acompanhados nas Figuras 3.2, 3.3 e 3.4 e serão abordados em seções adiante. Na Figura 3.2, são apresentadas as configurações dos principais reatores anaeróbios mais utilizados na prática do tratamento de esgotos sanitários no Brasil, até o presente. Na Figura 3.3, são mostradas algumas

das possíveis combinações de reatores, em configurações já existentes ou em fase de desenvolvimento. E na Figura 3.4, as configurações de outros reatores, a maioria também em fase de desenvolvimento, que no futuro próximo poderão ter a sua aplicação na prática.

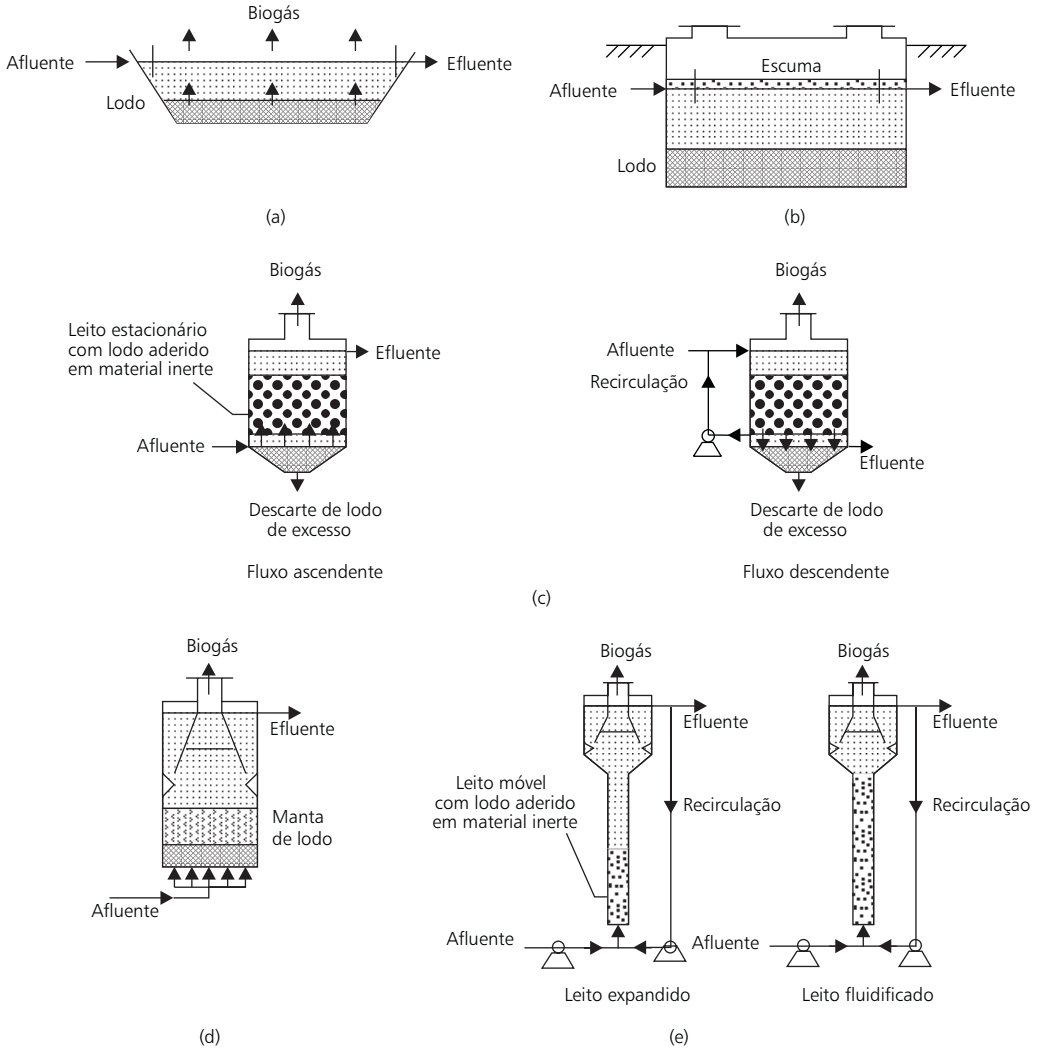


Figura 3.2 Configurações dos principais reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgoto sanitário. (a) Lagoa anaeróbia. (b) Decanto-digestor (fossa séptica). (c) Filtro anaeróbio. (d) UASB. (e) Leito expandido ou fluidificado.

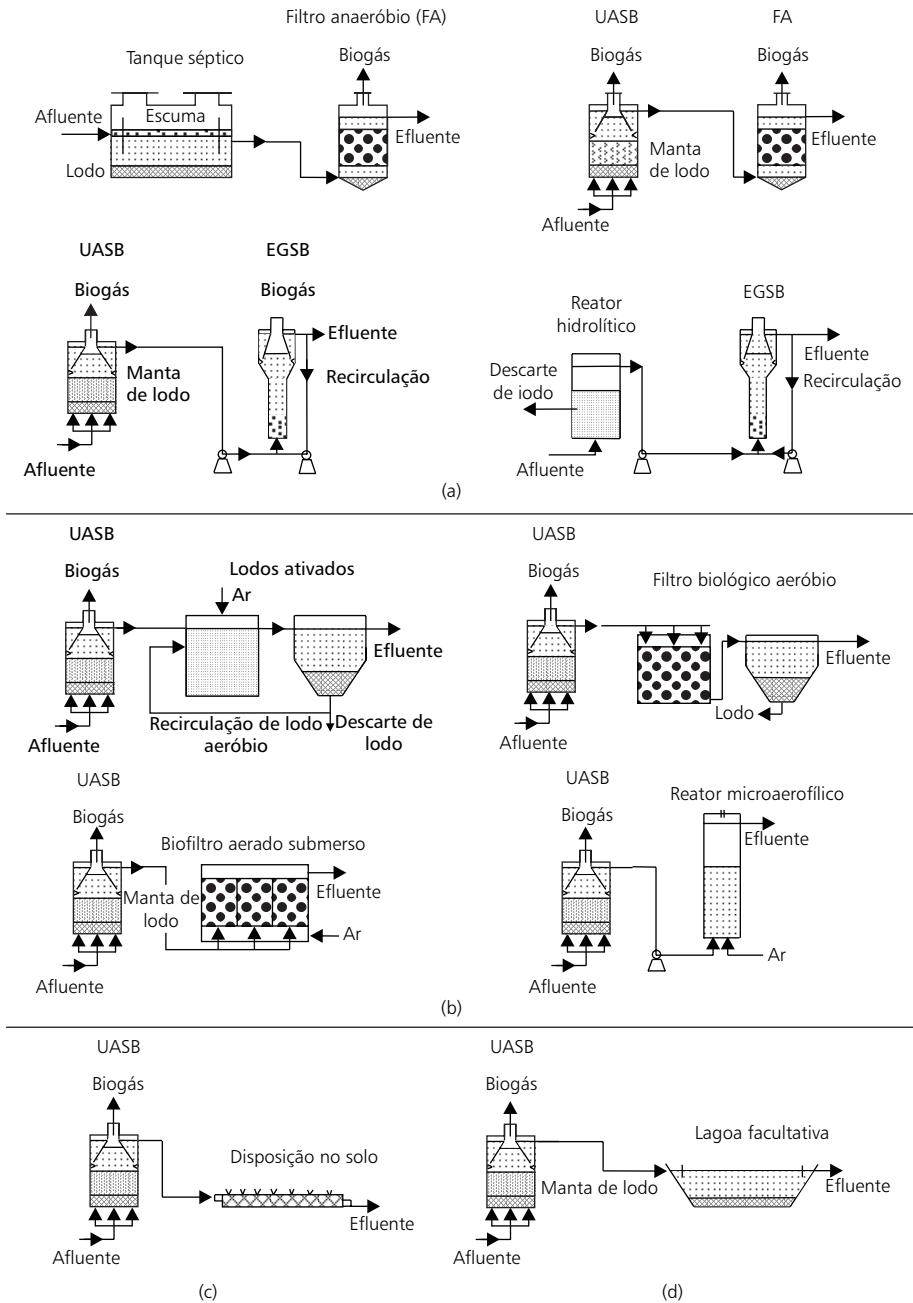


Figura 3.3 Configurações de sistemas combinados de tratamento com o uso de reatores anaeróbios. (a) Reator anaeróbio-reator anaeróbio. (b) Reator anaeróbio-reator aeróbio. (c) Reator anaeróbio-sistema de disposição no solo. (d) Reator anaeróbio-lagoa.

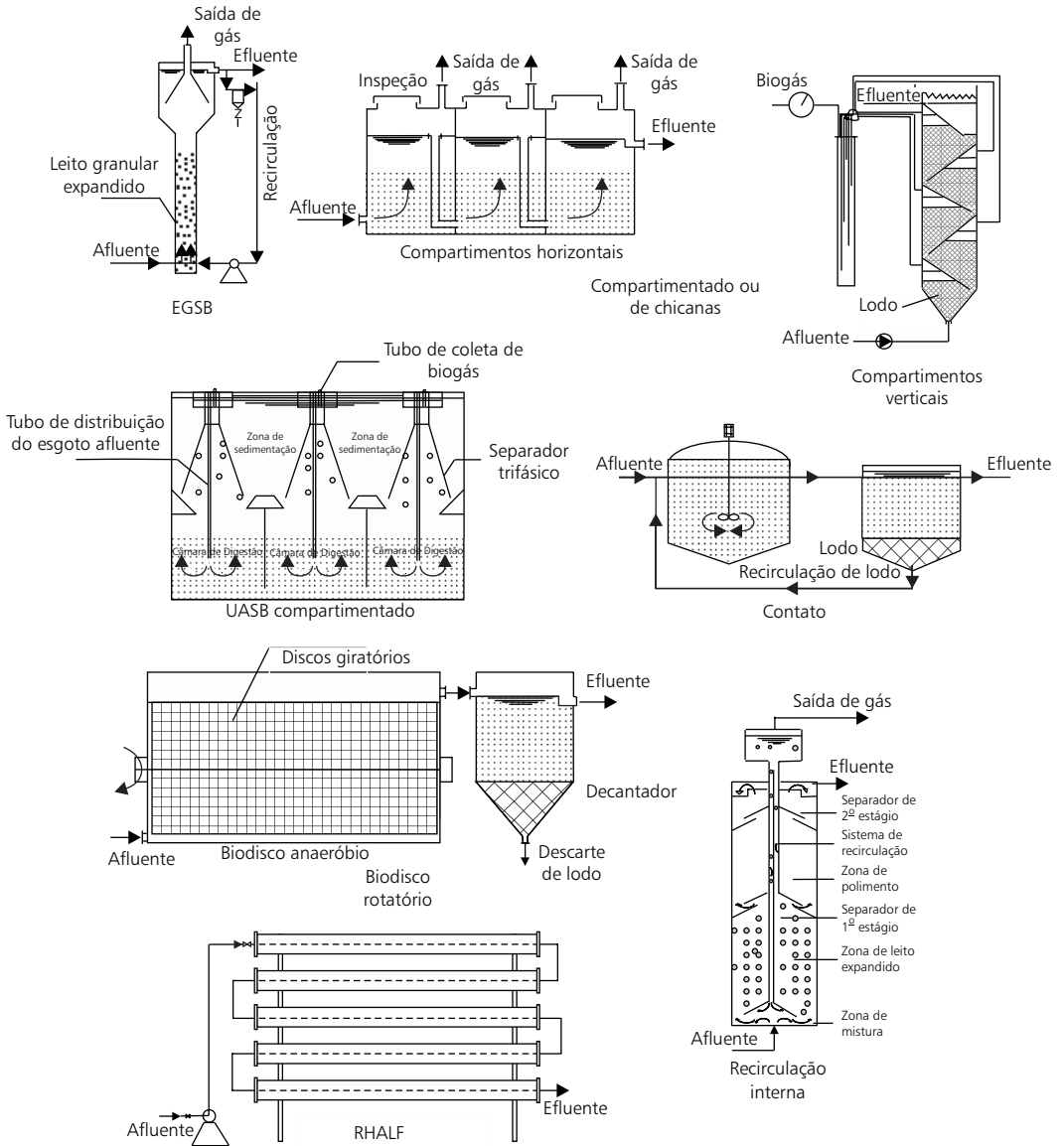


Figura 3.4 Outras configurações de reatores anaeróbios.

Imobilização de Biomassa (Lodo Imobilizado na Forma de Flocos ou Grânulos e Lodo Aderido em Meio Suporte Inerte)

Um dos mais importantes fatores que governam a seleção da configuração é a existência de condições favoráveis para a imobilização de biomassa ativa e a sua necessária retenção no interior do reator anaeróbio, uma vez que a não-agregação ou a perda de lodo já imobilizado com o efluente influenciará grandemente no sucesso ou insucesso do desempenho do tratamento.

A imobilização é um fenômeno que ocorre em ambientes naturais ou artificiais (reatores) favoráveis e se trata de um agrupamento de diversos tipos de microrganismos. No tratamento de esgotos é desejável e necessário o desenvolvimento e a agregação de diferentes grupos metabólicos de microrganismos formando uma biomassa em quantidade adequada para que se aplique uma carga de esgoto compatível no reator.

Se não houver condições favoráveis ao desenvolvimento e retenção de uma grande quantidade de microrganismos em um reator, a sua capacidade ou velocidade de tratamento global será baixa, implicando aplicação de baixas cargas de esgoto ou necessidade de tanques de maiores dimensões para obter uma eficiência satisfatória.

A importância da quantidade de biomassa pode ser visualizada na seguinte fórmula geral de capacidade de tratamento em um reator anaeróbio, em termos de carga orgânica a ser aplicada:

$$\text{TCOp} = X \cdot \text{AM} \cdot f \quad (3.1)$$

em que:

TCOp: taxa volumétrica de carregamento orgânico ou carga orgânica volumétrica, potencial ($\text{kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

X: concentração média de biomassa por unidade de volume total de reator ($\text{kg SSV} \cdot \text{m}^{-3}$)

AM: atividade metanogênica máxima por unidade de biomassa ou velocidade de reação específica da biomassa ($\text{kg CH}_4\text{-DQO} \cdot \text{kg SSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

f: fator que depende das condições de operação (mistura, contato etc.: valor menor ou igual a 1)

A carga orgânica devida ao esgoto afluente é:

$$\text{TCO} = Q \cdot S \quad (3.2)$$

em que:

TCO: taxa volumétrica de carregamento orgânico ou carga orgânica volumétrica (do esgoto afluente) ($\text{kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

Q: vazão de esgoto afluyente ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

S: concentração de matéria orgânica no esgoto afluyente (substrato)
($\text{kg DQO} \cdot \text{m}^{-3}$)

Na prática, a carga orgânica de esgoto a ser aplicada deve ser menor que a máxima capacidade do reator, uma vez que este nunca opera em condições ideais, e por uma questão de segurança operacional, não se deve trabalhar próximo de sua capacidade limite.

Assim, biomassa agregada é essencial e significa uma maior capacidade do reator, promovendo o tratamento do esgoto em volumes e períodos de tempo menores.

A imobilização em reatores biológicos ocorre na forma de biofilmes, que são películas ou camadas de lodo que se desenvolvem no processo de tratamento no seu interior. Genericamente conhecidos como lodo biológico ou biomassa, os biofilmes podem se desenvolver e agregar de forma densa, com alta concentração de massa de microrganismos por unidade de volume de reator.

Basicamente, nos diferentes reatores anaeróbios, a imobilização ocorre (i) na forma de lodo, na qual os microrganismos se *aderem e agregam uns aos outros*, formando desde flocos dispersos até grânulos densos e se mantêm em geral em suspensão no reator, devido às condições hidráulicas, ou (ii) na forma de *lodo aderido a um meio de suporte inerte* (areia, plástico, pedra etc.), formando películas na sua superfície.

No primeiro caso, os microrganismos aderidos uns aos outros formam lodo floculento, que ocupa parcial ou quase totalmente o volume do reator de maneira relativamente homogênea, ou se formam em camadas de lodo de densidades variáveis, dependendo da agitação no interior. As diversas configurações de reatores anaeróbios com esse tipo de lodo auto-aderido se caracterizam por não utilizar meios de enchimento artificial inerte no interior e formam leitos ou mantas de lodo. Exemplo típico é o reator UASB.

No segundo caso, a condição essencial é a existência de um meio de suporte inerte para a adesão ou fixação dos microrganismos, resultando em películas ou biofilmes de espessuras variáveis. Os meios de enchimento ocupam um volume razoável do reator e há diversas configurações de reatores anaeróbios com lodo imobilizado nessa forma. Exemplos típicos são o filtro anaeróbio e o reator de leito fluidificado.

A Figura 3.5 mostra as diferentes formas de imobilização de biomassa. Em certos casos, pode ocorrer a combinação de imobilização dos dois tipos em um mesmo reator.

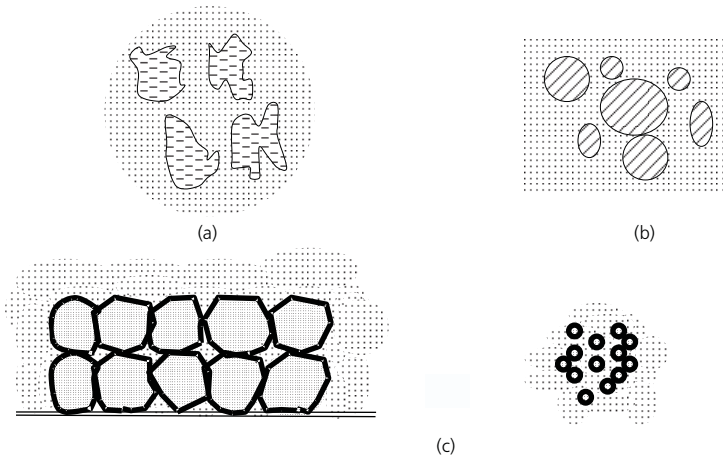


Figura 3.5 Formas de imobilização de biomassa em diferentes reatores anaeróbios. (a) Reator anaeróbio seqüencial em batelada com lodo suspenso na forma de flocos densos. (b) Reator UASB com lodo suspenso na forma de grânulos. (c) Reatores com lodo aderido em meio suporte inerte: filtro anaeróbio com brita e reator de leito fluidificado com areia.

Mobilidade da Biomassa (Agregados Móveis e Estacionários)

Independente da forma de imobilização, sem ou em suporte inerte, a biomassa pode ser *móvel* ou *estacionária* no interior dos reatores, de maneira parcial ou total. Reatores anaeróbios com biomassa móvel são típicos daqueles com lodo suspenso disperso ou na forma de grânulos, embora haja com estes últimos possibilidade de resultar camadas densas, praticamente estacionárias, no fundo. Entretanto, lodo imobilizado aderido em meio suporte inerte não significa necessariamente que o mesmo permanecerá estacionário no interior do reator; também pode ser móvel, desde que a densidade global biomassa-meio suporte seja compatível e que a agitação hidráulica seja suficiente para expandir o leito de lodo do conjunto. Em geral, são usados como meio suporte areia, carvão e outros materiais de tamanho reduzido, que permitem uma boa adesão de biomassa e expansão do leito de lodo formado.

A agitação hidráulica e a densidade do leito de lodo, com ou sem suporte, são, portanto, essenciais para a mobilidade da biomassa no interior do reator, seja na forma de lodo suspenso agregado na forma de floco ou grânulo, seja na forma de lodo imobilizado em material inerte. O grau de agitação definirá a expansão do leito de lodo, daí ser comum a expressão leito de lodo parcialmente expandido ou completamente expandido. Neste último caso, o reator se aproxima, na prática, de um reator de mistura completa ideal.

Os reatores com biomassa estacionária se referem, em geral, àqueles com meio suporte inerte, desde que este fique fixo no interior do reator. Em geral, são utilizados como meio suporte a brita, o mais comum ainda hoje, além de seixos, pedras e outros materiais de maior densidade e dimensões. Outros materiais como anéis de plástico, anéis de bambu e alguns materiais alternativos de menor densidade e diferentes formas também já estão sendo usados. A biomassa é formada aderindo-se à superfície desses materiais fixos e, à medida que o esgoto escoar pelos interstícios no interior do reator, a matéria orgânica vai sendo transformada pelas reações no interior do biofilme.

É importante ressaltar que, tanto no caso de reatores com biomassa móvel como estacionária, há um predomínio dessas modalidades de mobilidade em cada um deles. Entretanto, podem ocorrer zonas no interior de um reator com biomassa móvel, no qual parte do lodo pode estar na forma estacionária e, no reator com biomassa estacionária, parte com lodo móvel. Exemplo do primeiro caso é o reator UASB, no qual as camadas inferiores são mais densas e consideradas quase estáticas, dependendo da agitação hidráulica, e com maior mobilidade para as camadas superiores menos densas. No segundo caso, o exemplo é o filtro anaeróbio, no qual há parcela significativa de biomassa em suspensão, tanto abaixo da camada de material suporte, como nos interstícios.

Mais importante do que a forma de mobilidade da biomassa é que em ambos os tipos de reatores não haja a formação das denominadas zonas mortas, fluxos preferenciais, curto-circuitos hidráulicos etc., que resultem em espaços ou condições no interior onde não seja favorável o contato entre o esgoto e a biomassa, prejudicando o seu desempenho. Nos reatores com lodo móvel, o contato ocorre pela própria agitação hidráulica, forçando uma mistura adequada no interior do reator. Nos reatores com lodo estacionário, a passagem forçada dos esgotos pelos interstícios força a agitação e mistura nesses espaços e conseqüente contato com a biomassa.

Afluente e Escoamento Líquido em Reatores (Fluxo Vertical, Horizontal e Misto)

Foi visto em seção anterior, sobre tipos básicos de reatores, que o fluxo do afluente e conseqüente alimentação de esgotos aos reatores pode ser em batelada ou continuamente. Nos reatores em batelada, a mistura ocorre geralmente por meio de uma agitação por via externa, uma vez que o fluxo é descontínuo. Entretanto, pode haver casos de reatores anaeróbios em batelada em que a agitação externa não é efetuada, ao menos temporariamente, cabendo a mistura mais pela agitação devida à produção dos gases. No caso dos reatores contínuos, o próprio fluxo hidráulico dos esgotos é parte fundamental para que ocorra a agitação e mistura e conseqüente contato biomassa-esgoto. Não basta somente agitar o conteúdo se não ocorrer esse contato, por isso se emprega o termo mistura quando os esgotos e a biomassa se encontram bem homogeneizados no interior do reator.

O fluxo hidráulico no interior dos reatores contínuos, independente se vertical ou horizontal, deve promover essa mistura, sendo importante, como primeiro passo, a maneira pela qual a alimentação dos esgotos é efetuada. A distribuição da alimentação do esgoto afluyente deve ser a mais uniforme possível, para que durante o fluxo no interior do reator não ocorra os casos citados de zonas não aproveitadas para as reações necessárias. Bolhas de gases formadas na digestão e correntes de convecção térmica que podem ocorrer no interior de reatores também são elementos importantes na mistura. Tem sido bastante estudado o papel dos gases na agitação do conteúdo de reator anaeróbio tipo UASB, que alguns autores consideram até como mais importante que o do próprio fluxo hidráulico. Entretanto, alguns reatores anaeróbios, como os digestores de lodo convencionais, são ainda comumente encontrados com agitadores externos para auxiliar na mistura.

Os reatores anaeróbios mais modernos fazem uso das características hidráulicas do fluxo de esgotos para promover a adequada agitação e mistura. Algumas configurações de reatores se caracterizam pelo fluxo vertical, ascendente ou descendente, e outras pelo fluxo horizontal.

Os reatores anaeróbios mais recentes, em geral, têm fluxo vertical ascendente e essa característica, além de diferenciá-los dos demais, é parte da própria concepção da sua configuração e de sua operação. Exemplos típicos são os reatores UASB e de leito expandido ou fluidificado, que dependem essencialmente do fluxo ascendente para o desenvolvimento, imobilização, mistura e retenção de biomassa adequados. Nesses reatores, o lodo necessariamente é móvel, ficando na forma de suspensão, parcial ou total, no interior. Já o filtro anaeróbio, por exemplo, apresenta-se com duas versões de fluxo vertical, o ascendente e o descendente, e em ambos os casos a biomassa é estacionária, aderida ao meio suporte inerte e fixa no interior do reator. Deve-se ressaltar, entretanto, que, em estudos com esgotos domésticos, revelou-se que uma quantidade bastante significativa da biomassa em filtros anaeróbios se encontra dispersa, no fundo falso, chegando a ser predominante se comparada à estacionária aderida ao meio suporte.

Os reatores anaeróbios com alimentação e fluxo horizontal no interior do reator são tipicamente representados pelas lagoas anaeróbias e reatores de chicana na forma de canais ou canaletas estreitos e longos. Em geral, o fluxo horizontal tem a finalidade de permitir também a sedimentação de sólidos suspensos do esgoto no fundo desses reatores, onde ocorre a maior parte da digestão anaeróbia; isso é favorecido pela geometria, com o comprimento de cada compartimento sendo maior que a sua largura. Um novo reator anaeróbio, em estágio de desenvolvimento, com fluxo horizontal, é o denominado RAHLF (reator anaeróbio horizontal de leito fixo).

A geometria e os dispositivos de entrada e saída dos esgotos nos reatores anaeróbios podem definir a predominância de fluxo vertical ou horizontal. Alguns

reatores podem ser considerados como de fluxo misto, havendo regiões no interior do reator nos quais ocorrem um ou outro tipo de fluxo. Os tanques sépticos ou outros tipos de decanto-digestores podem se enquadrar como de fluxo misto, com fluxo vertical descendente na entrada, horizontal no meio e vertical ascendente na saída, por exemplo. O reator anaeróbio compartimentado (de chicanas), em geral, tem fluxo vertical ascendente, por meio de dispositivos de passagem do líquido entre os compartimentos. O efluente de uma câmara, coletado em sua parte superior, é o afluente para a outra seguinte, com alimentação em sua parte inferior.

A mistura do esgoto com a biomassa, além da agitação hidráulica devida ao escoamento ou fluxo do líquido, depende também de correntes de convecção térmica e de bolhas de gases geradas no interior dos reatores. Os gases gerados desempenham muitas vezes um papel até mais importante para a mistura do que o próprio fluxo hidráulico, tendo sido demonstrado isso em esgotos de média e alta concentrações orgânicas no afluente. No caso de esgotos diluídos, a geração de gases é bem menor, daí a importância da mistura hidráulica, sendo às vezes empregada a recirculação do efluente para aumentar a velocidade ascensional do líquido em reatores com lodo em suspensão, para esse objetivo.

Embora denominado reator, que a rigor seria apenas a região do tanque na qual ocorrem as reações ou transformações dos constituintes dos esgotos, muitas das configurações incorporam sedimentadores ou dispositivos internos para a retenção de sólidos biológicos que sairiam com o efluente. Mesmo em configurações com fluxo vertical ascendente predominando na região de reação, sempre pode ocorrer fluxo horizontal nas zonas de saída do efluente. Assim, o fluxo nos reatores deve ser visto como aquele do qual mais se aproxima a sua relação com a imobilização, mistura e retenção de biomassa.

Grau de Mistura, Agitação Hidráulica e de Gases, Contato Biomassa-Esgoto e Transferência de Massa

Embora esses aspectos sejam característicos para cada tipo, é importante ressaltar que dois reatores anaeróbios de mesma configuração, com biomassa imobilizada semelhante e tratando esgotos de mesmas características, podem apresentar desempenhos distintos, caso se apresentem com operação diferente nos aspectos de mistura e contato biomassa-esgoto. Não basta apenas a configuração de reator para garantir a eficiência do tratamento anaeróbio, conforme citado.

As condições operacionais são importantes para o desempenho global. Assim, embora tenha sido dada ênfase para a agitação hidráulica que promove uma mistura adequada no interior do reator e conseqüente contato biomassa-esgoto adequado, as reações, em última análise, dependem do fator denominado transferência de massa (de esgoto) para o interior do biofilme. Assim, há duas fases para essa transferência,

uma externa ao biofilme e que ocorre no líquido misto (esgoto e biomassa) do reator e uma interna ao biofilme, após o contato na sua superfície.

Em outras palavras, as reações não ocorrem somente na superfície do biofilme, porém muito mais no seu interior. Apesar de suas dimensões reduzidas em nível macroscópico, os biofilmes apresentam uma espessura que pode ser vista como uma resistência à penetração do alimento para os microrganismos no interior. Muitas vezes, a deficiência no tratamento, apesar de boa agitação hidráulica, tem como causa a dificuldade dessa transferência dos esgotos para as camadas mais internas dos biofilmes. Os biofilmes podem ser vistos como um corpo poroso no qual há centenas de canais internos microscópicos, onde ocorre um intenso movimento e troca de produtos e subprodutos das reações, entre o ambiente “externo” e “interno”. Portanto, há um fluxo externo no interior do reator e um mais interno aos biofilmes.

A Figura 3.6 mostra um esquema das “resistências” ao contato biomassa-esgoto e para a transferência de massa. Como comparação prática, um mesmo reator UASB pode operar ao longo do tempo com tempos de detenção hidráulica diferentes (devido à variação de vazão afluente); ou dois reatores UASB semelhantes, porém com formas de distribuição da alimentação diferentes (devido ao fechamento de registros ou entupimentos de algumas das tubulações), podem resultar em velocidades ascensionais do líquido distintas. Em ambos os casos, a agitação hidráulica e a mistura serão distintas, podendo apresentar desempenhos de tratamento diferenciados ao longo do tempo ou no mesmo instante, no caso dos dois reatores.

Recirculação de Efluente Líquido, de Lodo e de Gases

Algumas novas configurações de reatores anaeróbios incorporam a recirculação do efluente líquido e/ou de gases gerados no próprio reator, cujo objetivo é melhorar a mistura e o contato entre a biomassa e o esgoto afluente. Na maioria dos reatores anaeróbios modernos, o sedimentador é instalado no interior do próprio reator, que é o caso daqueles com fluxo vertical ascendente. Entretanto, em algumas configurações, há o retorno do lodo que sai com o efluente, mas nesse caso há a necessidade, em geral, de um sedimentador externo adicional.

Nos reatores com recirculação do efluente, o líquido é retirado na parte superior, antes ou após o sedimentador interno, e retorna por meio de bombeamento para a parte inferior, junto com o afluente de esgoto. Dependendo da taxa de recirculação aplicada (relação entre a vazão de recirculação e a vazão de esgoto afluente), pode-se aumentar significativamente a velocidade ascensional do líquido no interior do reator. Com isso, pode-se proporcionar uma expansão do leito de lodo, melhorando a mistura hidráulica.

Outro objetivo da recirculação do efluente é diluir o próprio afluente, no caso de esgotos de alta concentração. Muitas vezes pode-se fazer uso também da alcalinidade gerada no reator e que sai com o efluente, aplicável a certos esgotos industriais. A

alcalinidade é um dos mais importantes fatores para a manutenção de condições ambientais adequadas em qualquer reator anaeróbico, para manter o pH dentro da faixa próxima do valor neutro, necessário para o tratamento anaeróbico.

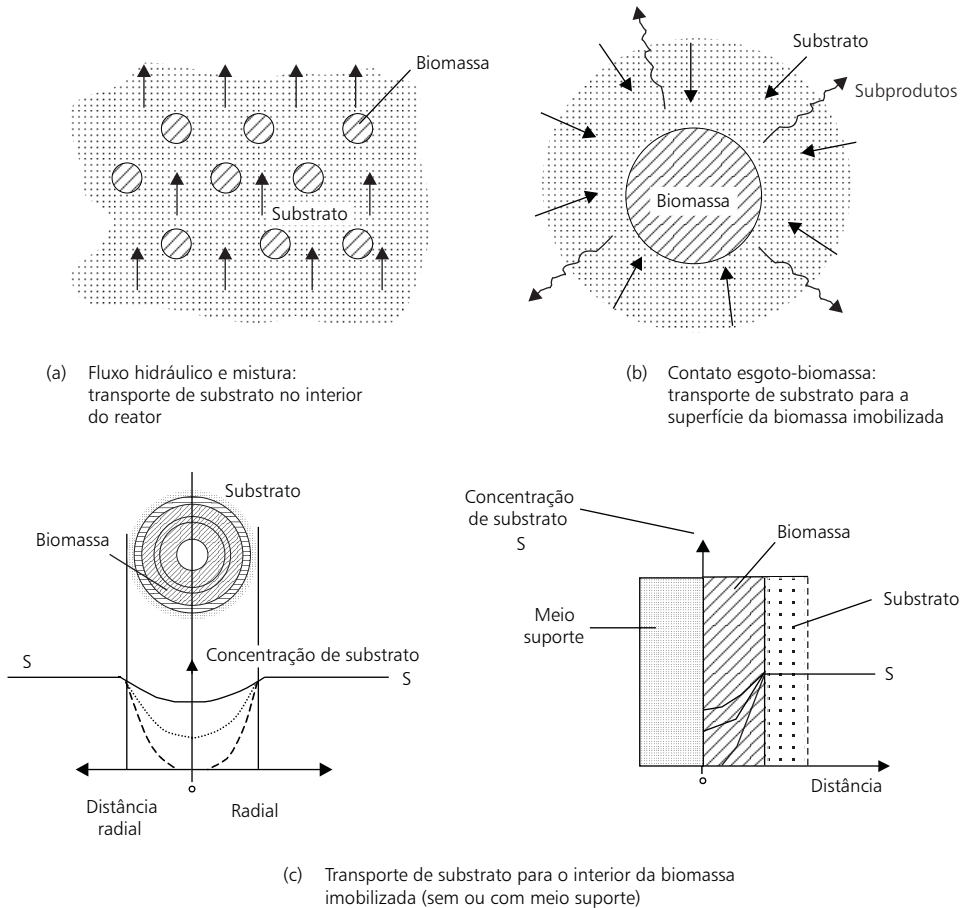


Figura 3.6 Exemplo de mecanismos de transferência de massa em reatores anaeróbicos.

A velocidade ascensional em um reator de fluxo ascendente depende da sua geometria. Para uma mesma vazão total (afluente mais recirculação, se aplicada) e mesmo tempo de detenção hidráulica (que depende somente da vazão afluente de esgoto), portanto, com mesmo volume de reator, pode-se obter velocidades ascensionais diferentes. Como a velocidade depende da seção transversal do reator, com diferentes alturas pode-se obter velocidades diferentes. Assim, um reator com seção menor e altura maior terá velocidades ascensionais maiores. Com isso, muitas vezes com a vazão afluente somente, pode-se obter a velocidade ascensional desejada, sem necessidade de recirculação.

$$v_{as} = Q/A \quad (3.3)$$

$$\theta_h = V_r/Q \quad (3.4)$$

$$v_{as} = (V_r/A)/\theta_h = H/\theta_h \quad (3.5)$$

em que:

v_{as} : velocidade ascensional do líquido no reator (m/h)

Q: vazão afluente de esgoto (m³/h)

A: área da seção transversal do reator (m²)

θ_h : tempo de detenção hidráulica (h)

V_r : volume do reator (m³)

H: altura do reator (m)

Os gases gerados no reator podem ser recirculados internamente por meio de dispositivo de acumulação de gases, na parte superior, e por pressurização controlada, para retornar à região inferior através de compartimento próximo à parede ou de condutos centrais. O resultado é, em geral, uma forte agitação do conteúdo de biomassa e esgoto na parte mais interna do reator, na zona de reação, devido ao afluente líquido e aos gases gerados e recirculados, provocando uma mistura significativa. Reatores com essa configuração exigem maiores cuidados operacionais e se caracterizam por uma geometria com altura elevada comparada à sua seção transversal. As aplicações têm sido mais freqüentes para certos esgotos industriais. O denominado reator com recirculação interna, descrito adiante, representa uma configuração que faz uso dessa característica.

É importante ressaltar novamente que, em reatores sem recirculação de efluente líquido ou de gases, o próprio gás gerado durante o processo de digestão anaeróbia desempenha um papel importante na agitação e mistura. Dependendo da concentração do esgoto ou da carga orgânica aplicada, muitas vezes o papel dos gases gerados durante o seu movimento ascensional é tão ou mais importante que a do próprio líquido para a mistura, principalmente no tratamento de esgotos com alta concentração orgânica, uma vez que a quantidade de gás produzida é proporcionalmente elevada. Já não é o caso de esgotos de baixa concentração, daí a necessidade de agitação hidráulica adequada, seja com o próprio fluxo do afluente ou com recirculação do efluente líquido.

A recirculação externa de lodo não é usual para a grande maioria dos reatores anaeróbios, uma vez que a própria configuração permite alta retenção da biomassa no próprio reator. Uma das poucas configurações com recirculação externa de lodo é a do denominado processo anaeróbio de contato (conhecido também como processo de lodos ativados anaeróbio, devido à sua semelhança com o similar aeróbio). Esse reator anaeróbio por ser de mistura completa, não separa o lodo biológico no próprio tanque, havendo necessidade de um sedimentador externo, do qual o lodo retorna para o reator.

Tempo de Detenção Hidráulica e Tempo de Retenção Celular

O desenvolvimento da tecnologia anaeróbia e o seu conseqüente avanço na sua aplicação direta para o tratamento de esgotos e não somente como digestor de lodo aeróbio em estações convencionais se devem às novas configurações que permitiram a melhoria dos aspectos de mistura e retenção de biomassa nos reatores, conforme se vem enfatizando.

No aspecto de retenção da biomassa, a separação entre o tempo de detenção hidráulica e o tempo de retenção celular permitiu uma grande flexibilidade operacional e uma não necessidade de sedimentadores externos para o retorno de lodo ativo anaeróbio. Uma das dificuldades nesses sedimentadores era a própria separação do lodo do líquido efluente, uma vez que ainda havia geração de gases nesses tanques.

Com a grande retenção do lodo nos novos reatores, devido à sua maior densidade e maior velocidade de sedimentação, permitiu-se fazer uso da sua grande atividade anaeróbia, resultando em grandes tempos de retenção celular da ordem de dezenas e até centenas de dias. Somente após esses elevados períodos, o excesso de lodo (em quantidades bem menores comparados ao lodo de excesso aeróbio) é descartado, com a vantagem adicional de ser mais estabilizado, não necessitando de posterior digestão, sendo na maioria das vezes necessário apenas a sua secagem.

Isso significa tempos de detenção hidráulica do esgoto no reator independentes do tempo de retenção celular, ou seja, o líquido permanece no reator períodos de tempo inferiores, geralmente da ordem de algumas horas, o que reduz enormemente o volume dos tanques anaeróbios.

Temperatura (Reatores Psicrófilos, Mesófilos e Termófilos)

A temperatura é também um fator importante no tratamento anaeróbio, como em qualquer processo biológico, uma vez que a cinética ou as velocidades das reações são alteradas pela sua variação. Em geral, toma-se por base a influência da temperatura pela conhecida lei de van't Hoff, na qual a velocidade das reações químicas no interior de um reator diminui cerca de duas vezes para cada decréscimo de 10°C. Na prática, isso tem maior importância em regiões de clima frio ou em países onde as alterações de temperatura são significativas no inverno.

Em geral, quanto menor a temperatura, menores as velocidades de reação, significando a necessidade de maior tempo para o tratamento anaeróbio, devido a menor atividade dos microrganismos. Adicionalmente, dada a característica do tratamento com microrganismos, é importante conhecer a natureza dos mesmos no tocante à temperatura. Em função da faixa de atuação específica quanto à temperatura, há aqueles que têm o seu metabolismo e desenvolvimento característico a baixas temperaturas, até cerca de 20°C, denominados microrganismos psicrófilos. Na faixa entre 20°C e 40°C, a mais comum para tratamento anaeróbio nos países tropicais e

subtropicais, estão os microrganismos mesófilos. E na faixa acima de 40°C estão os denominados microrganismos termófilos.

Não há uma configuração específica de reator para cada faixa de temperatura, embora haja dispositivos para manter a temperatura no reator, por exemplo, na faixa mesófila, o mais utilizado no tratamento anaeróbio na maioria dos casos em nível mundial. Nos casos em que há necessidade de manter uma determinada temperatura em um reator anaeróbio, faz-se uso, em geral, de aquecimento via externa, usando energia de diversas fontes, inclusive, às vezes, do próprio biogás gerado no tratamento. Esses casos são mais típicos para certos esgotos industriais e em países de clima frio ou temperado. Dificilmente isso se aplica a países tropicais ou subtropicais, em função dos custos, sendo mesmo desnecessário, devido às condições de temperatura favoráveis ao tratamento anaeróbio, na faixa mesófila.

O que pode ocorrer nesses países, nas regiões onde o inverno pode provocar quedas abaixo de 20°C nos esgotos, é um decréscimo natural da eficiência de tratamento por período limitado, a não ser que seja previsto no projeto uma forma operacional, por exemplo, para diminuir a carga aplicada de esgoto nessa época, ou para colocar reatores adicionais com o objetivo de aumentar o tempo de detenção hidráulica.

Teor de Sólidos Suspensos no Afluente

A quantidade de sólidos suspensos no afluente é um fator importante na escolha da configuração de reator ou combinação de reatores anaeróbios. Certos reatores anaeróbios, pelas suas características operacionais, não podem receber teores elevados de sólidos suspensos, uma vez que os mesmos têm configuração mais propícia para o tratamento de esgoto mais solúvel.

É o caso, por exemplo, dos filtros anaeróbios e dos reatores com alta velocidade ascensional do líquido. Nos filtros anaeróbios, pela natureza do reator com meio suporte para a biomassa e vazios por onde o fluxo de esgoto ocorre, em pouco tempo os sólidos dos esgotos causariam obstrução, prejudicando o tratamento e podendo ocasionar até a sua interrupção. Por isso que, em geral, os filtros anaeróbios são precedidos de outras unidades de remoção dos sólidos suspensos dos esgotos (decantodigestores, por exemplo).

Nos reatores de alta velocidade ascensional, com agitação hidráulica intensa, dificilmente ocorreria a retenção desses sólidos, os quais sairiam com o efluente, carregados devido à sua baixa densidade e velocidade de sedimentação, diminuindo a eficiência global do tratamento.

Outra configuração possível seria o uso combinado de dois reatores específicos, não somente para a retenção de sólidos no primeiro, porém para a completa acidificação desses, como também dos componentes solúveis. Para o segundo reator, ficaria reservada

a função, quase exclusiva, de transformar os ácidos solúveis formados no primeiro em metano. No caso do decanto-digestor, a acidificação é apenas parcial, ficando a função do filtro anaeróbio tanto para a fase de acidificação como de metanogênese.

Concentração de Matéria Orgânica no Afluente (Esgotos Diluídos e Concentrados), Sistemas de Baixa e de Alta Taxas ou Carga Orgânica

Em princípio, qualquer uma das configurações de reatores anaeróbios pode ser utilizada para o tratamento de esgotos, sejam diluídos ou de altas concentrações. Deve ser levada em consideração a capacidade de carga orgânica (taxa) por unidade de volume ou por unidade de biomassa, para aplicar a carga de esgotos no reator. A carga orgânica aplicada depende da vazão e da concentração. Assim, embora sem limites rígidos, é usual classificar as configurações de reatores anaeróbios, também em função da carga ou taxa de aplicação orgânica, em baixa e alta.

Não obstante, em função dos já citados fatores de mistura e contato biomassa-esgoto e imobilização e retenção de biomassa no reator, deve-se ter em mente que esgotos diluídos, em geral, não produzem grandes quantidades de biogás e, portanto, a agitação e mistura dependerão muito mais das condições hidráulicas, que deverão ser de grande intensidade. Isso favoreceria o uso de reatores de intensa agitação, como é o caso de reatores de fluxo ascendente tipo leito fluidificado.

Por outro lado, a mistura adequada, mesmo com esgotos diluídos, como é o caso de esgoto sanitário, pode ser obtida de maneira satisfatória com o uso de reatores com configuração, sem o uso de altas velocidades ascensionais ou grau de mistura intensa. A distribuição uniforme do afluente e outros dispositivos operacionais em projetos de reatores tipo UASB e filtros anaeróbios tem se mostrado eficazes no tratamento de esgoto sanitário. No caso de reatores UASB, as velocidades ascensionais do líquido não ultrapassam 1,5 m/h, ao passo que nos reatores tipo leito fluidificado os valores atingem até 10 m/h.

Separadores de Fases Sólido-Líquido-Gás

Já foi enfatizada a importância fundamental da retenção da biomassa imobilizada para o processo anaeróbio, independente da configuração do reator. A evolução dos reatores anaeróbios veio acompanhada, de certa forma, desse fator e, na prática, prevê-se a instalação na parte superior da maioria dos reatores de um dispositivo de separação das fases sólida, líquida e gasosa.

Os sólidos biológicos, que eventualmente tendem a sair com o efluente, ficam retidos no separador e retornam à zona de reação na parte inferior. Nesse dispositivo interno ao reator, que se assemelha a um sedimentador, há também a separação dos gases gerados que ascendem e que são posteriormente coletados e encaminhados para fora do reator por meio de tubulações.

Quando o separador não opera adequadamente, a perda de sólidos biológicos resulta em queda da eficiência do tratamento, uma vez que diminui a massa de microrganismos ativos no interior do reator, decrescendo a capacidade de tratamento dos esgotos e aumentando a concentração de matéria orgânica no efluente.

Conforme descrito anteriormente, há algumas configurações cujo separador é um tanque sedimentador em separado do reator, porém o seu uso não tem sido aplicado em larga escala.

Separação das Fases Acidogênica e Metanogênica

As reações anaeróbias são uma seqüência de caminhos bioquímicos em que há transformações sucessivas, nas quais uma fase depende da anterior e de um equilíbrio entre as diversas populações de microrganismos (veja Capítulo 2). A última fase, que regula em última análise o tratamento anaeróbio, é a metanogênese. Em geral, as duas fases principais (acidogênese e metanogênese) podem ocorrer em um único reator. No entanto, alguns esgotos denominados complexos, de determinadas indústrias, com composição de material orgânico mais dificilmente degradável anaerobiamente, podem requerer o uso de um reator exclusivamente acidogênico e outro metanogênico. No caso de esgotos domésticos, tem sido comum o uso de apenas um reator. Entretanto, já tem sido estudado experimentalmente o uso de reator exclusivo para a fase de hidrólise, antecedendo as fases de acidificação e metanogênese, estes em um único reator anaeróbio.

3.2 Principais Reatores Anaeróbios Utilizados no Tratamento de Esgoto Sanitário

Para o tratamento anaeróbio de esgoto sanitário, os principais tipos de reatores que vêm sendo utilizados na prática, em maior escala, no Brasil são: lagoas anaeróbias, decanto-digestores, filtros anaeróbios, reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB) e, mais recentemente, os reatores anaeróbios de leito expandido ou fluidificado. Esses reatores podem se apresentar individualmente ou em combinações com outros tipos, para atender a diversas situações de arranjos de unidades em ETEs.

A aplicação, inclusive com modificações, e as combinações desses reatores serão apresentadas com mais detalhes nos capítulos seguintes. Neste capítulo serão introduzidas apenas algumas de suas características gerais, associadas aos aspectos de configuração descritos na seção anterior.

Em geral, os reatores anaeróbios são precedidos de unidades de pré-tratamento, para remoção de sólidos grosseiros e areia e, em alguns casos, seguidos de unidades de pós-tratamento para um polimento visando à remoção da matéria orgânica remanescente ou de outros constituintes do esgoto. Para o arranjo das unidades nas estações de tratamento de esgoto sanitário, um dos fatores influentes, citados anteriormente, é o

porte dos reatores. A princípio, em termos de tratamento biológico, qualquer desses reatores anaeróbios pode ser utilizado em estações de pequeno ou grande porte. Entretanto, há outras considerações de ordem prática operacional, disponibilidade de terreno etc., que requerem um estudo caso por caso. Algumas dessas considerações serão abordadas em capítulos seguintes.

Tem sido comum o uso de decanto-digestor e filtro anaeróbio para comunidades de menor porte, ou instalações não interligadas a redes coletoras (hotéis, hospitais, campi universitários, pequenos conjuntos residenciais) ou comunidades de menor porte, ao passo que lagoa anaeróbia (em combinação com outros tipos de lagoas de estabilização) e UASB, para as de maior porte. Deve-se ressaltar a relatividade desse aspecto, uma vez que a seleção de sistemas de lagoas depende muito da disponibilidade de área e que reatores UASB podem ser perfeitamente aplicáveis em dimensões de qualquer porte, dada a sua flexibilidade de construir e operar em módulos, por exemplo.

O uso de reatores anaeróbios de leito expandido ou fluidificado para o tratamento de esgoto sanitário em escala real é ainda limitado e a sua aplicação tem sido com unidades de pequeno porte. Entretanto, esse tipo de reator se apresenta com potencial promissor, em especial para locais com pouca área disponível.

Lagoa Anaeróbia

Estações de tratamento de esgoto sanitário que incluem como uma de suas unidades a lagoa anaeróbia, geralmente são aquelas que, junto com outras lagoas (facultativas ou de maturação), formam um sistema denominado lagoas de estabilização. Não é usual o emprego de lagoa anaeróbia como única unidade de tratamento biológico.

Dependendo do arranjo das unidades, cada lagoa de mesmo tipo pode ser operada em paralelo, para distribuir e acomodar as cargas hidráulica e orgânica, seja no início da operação ou em ampliações futuras.

O fluxo hidráulico na ETE, entre as lagoas de tipo diferente, é característico dos reatores dispostos em série, sucessivamente, das lagoas anaeróbias para as facultativas e destas para as de maturação, quando for o caso.

Para a sua aplicação prática no tratamento de esgoto sanitário, uma lagoa anaeróbia apresenta como características:

- Tempo de detenção hidráulica na faixa entre 1 e 6 dias.
- Carga orgânica volumétrica entre 0,1 e 0,3 kg DBO₅/m³ · dia.
- Profundidade entre 2 e 5 metros.
- Eficiência de remoção da DBO entre 50% e 60%, dependendo da temperatura média dos esgotos.

Por esses valores típicos, verifica-se que uma lagoa anaeróbia é um reator de grandes dimensões (θ_h na ordem de dias, o que requer maiores volumes para uma mesma vazão). Além disso, a carga orgânica aplicada pode ser considerada baixa, se comparada a outros reatores anaeróbios que podem acomodar cargas bem superiores, uma vez que o θ_h nestes são da ordem de horas.

Na configuração típica da lagoa anaeróbia ocorre a ausência de oxigênio livre na quase totalidade do seu volume, não há agitação por via externa e o fluxo no interior do reator é mais no sentido horizontal, o que favorece a sedimentação de sólidos suspensos dos esgotos ao longo do trajeto do líquido entre a entrada e a saída. Portanto, uma parte significativa do volume útil da lagoa funciona como um sedimentador, sendo a região mais ativa da lagoa anaeróbia, na qual ocorrem as reações, o fundo. Aí se desenvolve uma biomassa essencialmente para a digestão da matéria orgânica particulada sedimentada, limitando a eficiência na remoção da DBO total; daí a necessidade de tratamento complementar para a fração mais solúvel. Como em geral não há cobertura, os gases produzidos nessa lagoa são liberados para a atmosfera, o que pode trazer problemas de odores sob certas circunstâncias.

A imobilização da biomassa ocorre na forma de lodo disperso, que a rigor não chega a ficar suspenso no reator, uma vez que a mistura no fundo é basicamente devida à produção de biogás, que eventualmente carrega para a superfície da lagoa tanto o lodo biológico formado como o lodo de esgoto sedimentado. Assim, a mobilidade da biomassa pode ser considerada baixa, resultando em leito de lodo biológico praticamente estacionário no fundo. O resultado é um contato biomassa-esgoto solúvel não muito eficiente, o que pode explicar o desempenho limitado de remoção da DBO total (particulada e solúvel). Em função da baixa carga orgânica aplicada e das dimensões da lagoa anaeróbia, em geral a remoção do lodo de excesso no fundo é realizada após vários anos, o que resulta em alta retenção de biomassa ativa no reator, portanto com tempo de retenção celular alto.

Uma modificação introduzida em anos recentes tem sido o uso de uma rede de canalizações para melhor distribuição do afluente em vários pontos no fundo da lagoa, com o objetivo de melhorar o contato biomassa-esgoto, à semelhança do sistema de distribuição do afluente em um reator UASB. O uso de separador sólido-líquido-gás com lâminas de plástico na superfície da lagoa também já foi aplicado para esgotos agroindustriais de alta concentração orgânica.

Decanto-digestores

Os decanto-digestores abrangem diversos tipos de configurações consagradas na prática, tendo sido os precursores do tratamento anaeróbio de esgotos. Os tanques sépticos e os tanques Imhoff são exemplos desses reatores. Os tanques sépticos vêm sendo ainda muito empregados em áreas urbanas desprovidas de rede coletora pública de esgoto sanitário e mesmo em situações com existência de rede, para atender a vilas,

conjuntos residenciais e comunidades que geram vazões relativamente pequenas. Em geral, o tanque séptico é utilizado em combinação com outra unidade de tratamento, sendo muito comum o uso de filtros anaeróbios. A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) possui normas que tratam do tanque séptico (NBR 7229/93) e das unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos (NBR 13969/97). Contudo, alguns projetos implantados no Brasil extrapolam conscientemente as recomendações dessas normas, que são mais adequadas apenas para pequenas vazões.

Em termos de configuração e funcionamento como reator, o tanque séptico se assemelha à lagoa anaeróbia, sendo, entretanto, de dimensões proporcionalmente menores (menores θ_h – da ordem de 12 a 24 horas), construído em alvenaria ou concreto e coberto. Predominam, pois, os mecanismos físicos de sedimentação, com o lodo de esgoto se depositando no fundo do tanque, ocorrendo a remoção majoritariamente da DBO particulada, mesmo depois do desenvolvimento e retenção da biomassa anaeróbia. A estabilização da DBO solúvel é pequena, uma vez que no reator ocorrem os mesmos problemas da lagoa anaeróbia, por causa do fluxo hidráulico interno que não favorece a mistura e contato entre biomassa e esgoto solúvel. Novos conceitos, referentes aos vários modelos, suas vantagens e limitações e aspectos de projeto, construção e operação, serão descritos em capítulo próprio, adiante.

Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio caracteriza-se por ser uma configuração de reator no interior do qual se preenche parte do seu volume com material de enchimento inerte, que permanece estacionário, e onde se forma um leito de lodo biológico fixo, uma vez que aí se desenvolve uma biomassa aderida. O material de enchimento serve como suporte para os microrganismos, que formam películas ou biofilmes na sua superfície, propiciando alta retenção de biomassa no reator. Portanto, o filtro anaeróbio é tipicamente um reator com imobilização de biomassa por aderência em meio suporte fixo, que se mantém estacionário. É um dos precursores dos reatores anaeróbios de alta taxa e de fluxo vertical ascendente, embora hoje já existam também aqueles de fluxo descendente.

O fluxo hidráulico ocorre nos interstícios do leito formado pelo material suporte com biomassa, que é a região na qual ocorrem as reações, durante a passagem do esgoto contendo a matéria orgânica. Suportes com dimensões menores, de peso leve e formas com alta área superficial por unidade de volume de material, dependendo do custo, podem propiciar tanques mais econômicos. Em condições favoráveis, quanto maior a área superficial do material suporte por unidade de volume do tanque, maior pode ser a biomassa aderida, o que resultaria em maior capacidade de tratamento.

A mistura e o contato biomassa-esgoto ocorrem durante o fluxo de esgoto nos interstícios, sendo importante uma distribuição uniforme do afluente, bem como a

própria disposição e forma do material suporte, para evitar passagens preferenciais. O contato também se realiza com parcela significativa de biomassa que fica retida em suspensão nos interstícios. O próprio fluxo hidráulico de um interstício para outro provoca suficiente turbulência para uma mistura e contato bem satisfatórios, como se fossem centenas de pequenos canais no interior do leito suporte e de lodo. Dependendo dos vazios resultantes, pode ocorrer o entupimento ou colmatação de parte dos interstícios, seja pelo crescimento excessivo ou pela distribuição não-uniforme da biomassa, seja pelos sólidos do afluente que aí se acumulam.

Por isso, em geral, os filtros anaeróbios são indicados para tratamento de esgotos mais solúveis, como característica própria, ou tendo sido retidos os sólidos orgânicos de maiores dimensões em unidade anterior, como, por exemplo, um decanto-digestor. Em função das características de mistura e contato, os filtros anaeróbios também são indicados para águas residuárias de baixa concentração, como é o caso de esgoto doméstico pré-sedimentado. Entretanto, já há casos de estudos em que o filtro anaeróbio foi utilizado diretamente, sem unidade de sedimentação, obtendo-se boa eficiência.

O tempo de detenção hidráulica típico para esgoto doméstico é na faixa de horas, ao passo que o tempo de retenção celular geralmente é superior a 20 dias. Tanto no filtro ascendente como no descendente, o lodo de excesso ou que se desprende do material suporte é retirado do fundo do reator. Em termos práticos, o filtro ascendente tem sido mais utilizado. O filtro descendente pode ou não ter recirculação do efluente e ser operado de maneira que o meio suporte seja afogado ou não. O filtro ascendente tem sempre o leito totalmente submerso.

Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB)

Embora com várias denominações no Brasil (RAFA, DAFA, RAFAALL, RALF etc.), este reator se consagrou no mundo todo como UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), nomenclatura original dada em inglês por um de seus pioneiros na Holanda (Lettinga et al.), que passou a ser adotada também aqui. Há uma certa semelhança com o filtro anaeróbio ascendente, tendo este inclusive servido como modelo inicial do desenvolvimento que se seguiu.

A diferença primária é que o UASB não possui qualquer material de enchimento para servir de suporte para a biomassa. A imobilização dos microrganismos ocorre por meio de auto-adesão, formando flocos ou grânulos densos suspensos, que se dispõem em camadas de lodo a partir do fundo do reator.

O reator UASB representa um grande avanço na aplicação da tecnologia anaeróbia para o tratamento direto de águas residuárias, sejam de natureza simples ou complexa, de baixa ou de alta concentração, solúveis ou com material particulado. Como qualquer reator biológico, ele tem vantagens e desvantagens, no entanto sua utilização tem demonstrado ser ele o de maior sucesso entre os reatores anaeróbios até o momento.

Esse sucesso pode ser explicado por vários motivos técnicos e econômicos. Entretanto, uma das principais características, sem dúvida, é a configuração que lhe permite essencialmente o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa ativa, de flocos ou de grânulos de alta densidade e resistência mecânica, e sua retenção no reator, o que lhe confere um elevado tempo de retenção celular. Com isso, ele pode acomodar altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção hidráulica curto, da ordem de grandeza de algumas horas, dependendo das condições operacionais e das características dos esgotos. O outro requisito essencial, além da alta retenção de lodo biológico, é a adequada agitação e mistura hidráulica e conseqüente contato biomassa-esgoto, promovidos pelo próprio fluxo hidráulico ascendente e gases gerados das reações de processamento da matéria orgânica.

O reator UASB desempenha simultaneamente várias funções que, em outras estações de tratamento aeróbio convencional, são usualmente efetuadas em tanques separados. No tanque do UASB ocorre a sedimentação dos sólidos suspensos do esgoto, que, pela sua densidade e devido ao fluxo hidráulico ascendente, ficam retidos no manto de lodo biológico espesso; da mesma forma, a sedimentação do lodo biológico eventualmente ascende, mas para o qual é essencial a instalação também de um separador de sólidos na parte superior do tanque. O UASB é um reator, portanto, que desempenha o papel de digestão da parte sólida retida, seja o lodo dos esgotos, como de parte da própria biomassa presente, daí resultar um lodo já bem estabilizado, requerendo depois somente secagem, quando do descarte do lodo de excesso. E sendo reator, é evidente que ocorrem também as reações para o processamento da parte solúvel que vem com os esgotos. Portanto, a grosso modo, o UASB é ao mesmo tempo um decantador primário, um reator biológico propriamente dito, um decantador secundário e um digestor de lodo.

Além do separador de sólidos, que funciona também como separador de gases do líquido, é essencial que o UASB tenha uma distribuição bem uniforme e adequada do afluente no fundo, para evitar os problemas de mau contato biomassa-esgoto, devido ao possível surgimento de zonas mortas, curtos-circuitos hidráulicos, caminhos preferenciais etc., no interior do reator. Isso pode ocorrer porque o lodo se mantém no interior, em camadas de espessura e densidade distintas. Apesar da configuração se aproximar mais daquelas com lodo em suspensão, com mobilidade vertical, as camadas mais próximas do fundo podem permanecer quase estacionárias, por se constituírem de lodo mais denso e com alta concentração de sólidos, ao passo que as superiores se constituem de lodo menos denso e com menor concentração de sólidos, devido à sua maior expansão.

Algumas modificações do reator de manta de lodo têm sido estudadas e aplicadas para diferentes situações, havendo alguns reatores denominados de UASB modificados e outros com nomes próprios. Assim como qualquer reator anaeróbio, cada um desses

tem algumas peculiaridades próprias e vantagens e desvantagens para aplicação prática. Algumas limitações do uso do reator UASB serão abordadas em capítulos seguintes.

Reator Anaeróbio de Leito Expandido ou Fluidificado

Embora com duas denominações, esses dois reatores têm configurações e funcionamento bem semelhantes, ficando a diferença básica no grau de expansão do leito de lodo, que na realidade é melhor representado pelo grau de fluidificação. O termo fluidificação é caracterizado pelas condições hidrodinâmicas no reator, que na prática pode ser traduzido pela relação linear entre a perda de carga e a velocidade ascensional do líquido aplicada ao reator. À medida que a velocidade ascensional aumenta, o leito de lodo vai gradativamente se expandindo.

A partir de um certo valor de velocidade ascensional, geralmente elevado, a perda de carga no reator se torna constante e alcança a fluidificação do leito de lodo. Nesse ponto, o peso de uma partícula do leito se iguala à força de arraste devido à velocidade ascensional e o seu movimento é considerado livre em relação às demais. Utiliza-se comumente o termo reator de leito expandido para aquele que não atingiu o estágio da fluidificação, embora seja uma questão de terminologia, uma vez que o reator de leito fluidificado é necessariamente um reator com o seu leito de lodo também expandido. Alguns autores se referem ao reator como de leito expandido quando se atinge um grau de expansão de cerca de 20% a 30%; quando a expansão é maior, consideram o leito fluidificado. O grau de expansão é medido em relação à altura do leito, quando estacionário.

Para efeito de comparação, o reator UASB tem um grau de expansão pequeno, uma vez que as velocidades ascensionais não ultrapassam 1,5 m/h, ao passo que os reatores de leito expandido e fluidificado podem atingir até 10 m/h ou mais. A questão da velocidade ascensional a ser aplicada depende da geometria do reator (relação altura e diâmetro, no caso de reatores de base circular, o que é comum para esses reatores). Altas velocidades ascensionais podem ser obtidas com o uso de recirculação do efluente, por exemplo, embora não necessariamente na prática. Reatores de leito expandido e fluidificado, dependendo das condições hidrodinâmicas, se aproximam dos reatores ideais de mistura completa.

A expansão do leito, parcial ou total, é muito importante, porque se pode obter melhoria significativa do contato entre biomassa e esgoto, uma vez que eliminam os problemas de entupimentos e outros que podem ser comuns aos reatores com leito estacionário. Desde que seja provido de um sistema adequado de retenção do lodo, na prática, esses dois tipos de reatores podem reduzir substancialmente o tempo de detenção hidráulica, havendo, portanto, diminuição do volume necessário para o tratamento. Por serem caracteristicamente de maior altura, a menor área necessária para a base pode ser também um fator interessante para a sua seleção.

Ambos os reatores são próprios de configuração com biomassa imobilizada em meio suporte por aderência dos microrganismos, porém, pelas suas características hidrodinâmicas, são móveis no interior. Em geral, para a obtenção de alto desempenho são utilizadas partículas de menores dimensões e porosas, com alta área superficial, para a formação de uma grande quantidade de lodo biológico e também para diminuir os custos de energia. Uma das dificuldades práticas comumente citadas tem sido o controle operacional de tais reatores, os quais podem exigir maiores cuidados.

3.3 Sistemas Combinados de Tratamento com o Uso de Reatores Anaeróbios

Conforme descrito inicialmente, uma ETE é uma combinação de unidades de tratamento que visa à recuperação da qualidade da água, de modo que a remoção de determinados constituintes dos esgotos atendam a determinados padrões de qualidade para o lançamento do efluente líquido e, em última análise, aos padrões de qualidade do corpo receptor, usualmente um corpo d'água, embora possa ser também o solo. Os padrões de qualidade se constituem em valores limites de vários parâmetros físico-químicos e microbiológicos e são estabelecidos por legislação ambiental.

Os reatores biológicos se constituem nas principais unidades de uma ETE, embora isoladamente não atendam à totalidade dos requisitos para a remoção de todos os constituintes dos esgotos. Daí a necessidade de um arranjo com outras unidades para funções específicas. Aos reatores biológicos cabe primordialmente a remoção da matéria orgânica particulada ou dissolvida. Entretanto, muitas vezes um único tipo de reator biológico não atende aos padrões de qualidade para o efluente, no tocante à remoção da matéria orgânica. Adicionalmente, outros constituintes, como os nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente) e os organismos patogênicos, via de regra, são removidos de maneira não significativa.

Daí a necessidade, muitas vezes, de combinação de reatores biológicos com diferentes configurações para atender aos requisitos de qualidade do efluente, o que usualmente se tem denominado de sistemas combinados para polimento ou pós-tratamento dos esgotos. Deve-se ressaltar que os sistemas de tratamento somente com reator biológico anaeróbio podem atender, ao menos no tocante à remoção da matéria orgânica, aos requisitos para muitas situações. Independente disso, os sistemas combinados que incorporam os reatores anaeróbios como uma das unidades são alternativas que se apresentam atrativas, pelos seus diversos aspectos favoráveis, como a simplicidade de projeto e operação, uso de equipamentos não sofisticados, menor produção de lodo de excesso para disposição, baixo consumo de energia e de outros custos, menor área necessária etc.

Os sistemas integrados de reatores anaeróbios, como uma primeira etapa, com outros reatores biológicos para polimento ou pós-tratamento, exceto talvez o caso de

lagoa anaeróbia com outras lagoas de estabilização, ainda se encontram em estágio de desenvolvimento. Entretanto, já há vários casos, em escala real, de sistemas com reator UASB seguido de lagoas de polimento, para o tratamento de esgoto sanitário. E há ainda os casos clássicos de decanto-digestores seguidos de filtro anaeróbio, embora alguns aperfeiçoamentos venham sendo introduzidos. Outras opções já vêm sendo estudadas e espera-se que dentro de alguns poucos anos a sua aplicação seja viável.

Nesta seção serão apresentadas algumas dessas possíveis alternativas de sistemas combinados, os quais incluem um reator anaeróbio como primeira etapa e outra unidade ou sistema como etapa de polimento ou pós-tratamento. Deve-se ressaltar que muitas dessas configurações com reatores combinados ainda não se aplica na prática, estando em nível de desenvolvimento para consolidação dos resultados de desempenho e da própria concepção.

Reator Anaeróbio com Reator Anaeróbio

O exemplo clássico de combinação de reatores anaeróbios é o sistema formado pelo *tanque séptico seguido de filtro anaeróbio*, muito utilizado na prática. O pós-tratamento, genericamente, se refere a tratamento em um nível mais elevado, como é o caso conhecido como polimento da DBO remanescente e outros constituintes do esgoto (nitrogênio e fósforo, por exemplo), com o objetivo de atingir uma maior eficiência global, comparada com aquela que se obtém em sistemas em nível secundário. O tanque séptico, ou outro tipo de decanto-digestor, tem por finalidade principal reter os sólidos inorgânicos e orgânicos por sedimentação. Estes últimos constituem parte da DBO total, a fração mais particulada, que com o tempo será digerida anaerobiamente no fundo do tanque. A fração mais solúvel da DBO total será posteriormente tratada no filtro anaeróbio, que pela sua configuração não é o mais adequado para receber o esgoto bruto, cujos sólidos em suspensão provocariam em curto tempo a colmatção do leito, o que poderia causar um mau desempenho e até o seu colapso. Algumas considerações sobre as vantagens dessa alternativa encontram-se descritas no Capítulo 6, destacando-se o fato de associar, em série, um reator muito resistente às variações quantitativas e qualitativas do afluente com um reator relativamente eficiente também na remoção da parcela orgânica dissolvida dos esgotos.

Uma alternativa muito interessante, embora também restrita mais à remoção da matéria orgânica remanescente, é o uso combinado de *reator UASB com filtro anaeróbio*. Nesse caso, pode-se dizer que o filtro anaeróbio desempenharia o papel de polimento ou pós-tratamento para a DBO remanescente do UASB. Comparado com o sistema anterior, o UASB supera o decanto-digestor em termos de desempenho. Entretanto, o efluente do reator UASB, apesar dos valores de DBO total baixos, pode conter ainda quantidades razoáveis de sólidos em suspensão de pequenas dimensões, que lhe confere uma certa turbidez elevada. O filtro anaeróbio seria indicado para a remoção complementar da DBO particulada, pela retenção física nos interstícios do leito e

posterior digestão. A parte solúvel, proveniente do efluente do UASB ou resultado da liquefação da DBO particulada retida, seria tratada pela biomassa formada no meio suporte do leito. É possível que a espessura do biofilme seja de pequena dimensão, uma vez que a carga orgânica aplicada seria de baixo valor.

Biofilmes aderidos de pequena espessura são teoricamente mais adequados para o tratamento de baixas concentrações de matéria orgânica, uma vez que o transporte de massa (esgoto solúvel) para o interior do biofilme seria feito com menor dificuldade. O contato biomassa-esgoto é melhorado pelo fluxo hidráulico no interior, proporcionando uma mistura adequada. Algumas pesquisas com filtro anaeróbio piloto se encontram em desenvolvimento no Brasil, para o pós-tratamento, com resultados promissores (Chernicharo, 1997). Uma variação desse sistema, estudada também em nível experimental, foi o uso em um único tanque de reator UASB, com manta de lodo na parte inferior e um filtro anaeróbio na parte superior, em substituição ao separador sólido-líquido-gás. Essa concepção é a de um sistema comumente conhecido como híbrido, assemelhando-se um pouco ao próprio filtro anaeróbio isoladamente, uma vez que se observou em vários estudos a formação de um pequeno leito de lodo denso na sua parte inferior.

Semelhante ao sistema anterior, é possível substituir o filtro anaeróbio por um reator EGSB (*expanded granular sludge bed*), com o objetivo de complementar a remoção da DBO que sai do reator UASB (*sistema UASB com EGSB*). O reator EGSB tem sido estudado isoladamente em pesquisas para o tratamento de esgoto predominantemente solúvel e de baixa concentração, uma vez que a sua configuração apresenta condições de hidrodinâmica favoráveis. Esgotos de baixa concentração requerem, para reatores com lodo suspenso, elevada agitação hidráulica para melhorar o contato biomassa-esgoto, essencial para o processamento da matéria orgânica. Alguns detalhes adicionais do reator EGSB se encontram no item seguinte. Embora, teoricamente, o reator EGSB apresente como vantagem uma maior possibilidade de contato comparado com o filtro anaeróbio, este por sua vez tem a vantagem de possuir maior capacidade de reter maior quantidade de sólido suspenso de um efluente de UASB, o que não é possível no primeiro pelas altas velocidades ascensionais. Este sistema combinado UASB com EGSB se encontra ainda em fase de experimentos.

O sistema de um *reator hidrolítico com EGSB* segue a mesma filosofia de tratamento combinado para a remoção de matéria orgânica total, particulada e solúvel, aproximando-se mais do sistema formado por decanto-digestor e filtro anaeróbio. A diferença é que o reator hidrolítico, se comparado com o decanto-digestor, tem a função de transformar o material orgânico particulado, aí retido, em material mais solúvel e de mais fácil degradação posterior em tempo mais curto, questão de horas. O reator hidrolítico tem a concepção semelhante ao do reator UASB, com fluxo ascendente e biomassa em suspensão. Com isso, são favorecidos o contato e o desenvolvimento de uma biomassa específica para as fase de hidrólise e acidificação parcial. O reator

hidrolítico pode ser considerado de alta taxa de hidrólise e pré-acidificação, sem haver remoção significativa da DBO total, que será efetuada na forma solúvel no reator EGSB. Esse sistema tem sido estudado até o momento em nível experimental.

Reator Anaeróbio com Reator Aeróbio

Sistemas anaeróbios e aeróbios, após o desenvolvimento e aplicação mais abrangente dos reatores anaeróbios de alta taxa, têm sido concorrentes para o tratamento direto de esgotos das mais variadas características, incluindo o esgoto sanitário. No passado, os processos anaeróbios eram utilizados somente para a digestão de lodo ou material com alta concentração de sólidos, por meio do uso de reatores convencionais (digestores de lodo) ou de câmaras tipo decanto-digestores. Entretanto, com o sucesso e maior aceitação dos modernos reatores anaeróbios na prática e a maior difusão da tecnologia anaeróbia, vêm sendo gradativamente vencidas determinadas barreiras e até preconceitos contra o seu uso.

Não obstante, recentemente vem se generalizando a idéia de que ambos possuem vantagens e desvantagens e que, em vez de se contraporem, ambos poderão ser utilizados em combinação, aproveitando-se o melhor que cada um oferece. Em nível de pesquisa, diversos resultados promissores demonstram inclusive a viabilidade de utilizar ambos os processos simultaneamente em um único reator, tanto para o tratamento de esgotos mais simples como outros mais complexos.

O uso combinado de reatores anaeróbios e aeróbios apresenta-se com grande potencial para o polimento ou pós-tratamento de esgotos, incluindo não somente o tratamento complementar da matéria orgânica, como também para a remoção de outros poluentes, quando necessários. Em linhas gerais, quando se faz necessário obter um efluente com alta qualidade, os processos aeróbios podem ser utilizados por suas conhecidas características e vantagens para a remoção de matéria orgânica com baixas concentrações. A maior parte da remoção caberia ao reator anaeróbio, ficando o remanescente para o reator aeróbio. Este porém teria reduzido significativamente as desvantagens atribuídas por causa dos menores custos de energia, volume do tanque e produção de lodo de excesso etc. e, conseqüentemente, do conjunto reator anaeróbio-reator aeróbio.

Os sistemas anaeróbio e aeróbio combinados, que se apresentam com grandes possibilidades para o seu emprego na prática, são aqueles que utilizam o reator UASB como primeira etapa e, para a segunda etapa, os reatores de lodos ativados, convencional e suas variantes, e os reatores conhecidos como filtros biológicos (aeróbios) convencionais. Embora seja limitada a experiência no Brasil, nos países nos quais é exigida uma qualidade de efluente mais restritiva, seja para esgotos industrial ou doméstico, tem sido usual o emprego desses reatores, principalmente os de lodos ativados para o pós-tratamento. O uso de *reatores UASB e lodos ativados* pode ser justificado também pela maior experiência e largo emprego de ambos individualmente.

Uma variante de lodo ativado empregada em escala real para efluente de UASB é a *lagoa aerada*.

Vantagens específicas do sistema combinado UASB e lodos ativados, as quais podem ser estendidas em grande parte para o sistema UASB e filtro biológico, quando ambos os sistemas são comparados com um sistema somente aeróbio, podem ser aquelas citadas por van Haandel & Lettinga (1994): (i) volume total dos tanques do sistema combinado reduzidos pela metade ou menos, devido à diminuição significativa da quantidade de matéria orgânica e sólidos suspensos no UASB; (ii) não necessidade de um digestor exclusivo para o lodo de excesso aeróbio, que pode ser efetuado no próprio UASB; (iii) menor volume total de lodo estabilizado, facilitando o manuseio para destinação final; (iv) menor demanda de oxigênio e energia para o tanque aeróbio, devido à menor carga orgânica no tanque aeróbio e havendo possibilidade de produção de energia suficiente pelo biogás; e (v) não necessidade de dimensionar os aeradores pela demanda máxima de oxigênio, devido ao papel de equalização do UASB.

Um sistema combinado que se apresenta promissor é o formado por um *reator UASB com reator denominado biofiltro aerado submerso*. Este reator reúne as características de um filtro biológico aeróbio, por possuir meio suporte para a fixação da biomassa, e de um reator de lodos ativados, por necessitar de aeração por meio externo, por intermédio de sopradores ou compressores. Entretanto, algumas características próprias que o diferencia são: o material de suporte de pequena granulometria com alta superfície específica, poroso, forma granular ou não-granular, de origem mineral (argilas, xistos) ou sintéticos (poliestireno, polipropileno, PVC etc.); fluxo hidráulico de esgoto e ar em corrente ou contra-corrente, descendente ou ascendente; ciclos de filtração com lavagem periódica do meio filtrante para remoção da biomassa de excesso acumulada; e, principalmente, a remoção simultânea de material orgânico solúvel e particulado com grande eficiência.

Em um arranjo em ETE somente com o biofiltro como reator biológico, o lodo de excesso, após a lavagem, é encaminhado ao decantador primário, havendo necessidade de unidades como adensador e digestor de lodo. O decantador primário é imprescindível para evitar a colmatação rápida do biofiltro. É considerada uma tecnologia madura que vem sendo aplicada na prática em vários países, notadamente na França, havendo inclusive várias patentes industriais. Gonçalves (1995) é um dos pioneiros no país e vem conduzindo vários estudos de pesquisa aplicada e cita como vantagens práticas a compacidade de ETEs que podem ser utilizadas em áreas urbanas densas, inclusive em subsolo de edifícios, o aspecto modular, a rápida entrada de regime, resistência a cargas de choque e a não necessidade de decantador secundário. Em uma configuração combinada de reator UASB com biofiltro aerado submerso (Chernicharo, 1997), o primeiro substituiria as demais unidades (decantador primário, adensador e digestor de lodo) e, portanto, se apresentaria com vantagens adicionais semelhantes aos

anteriormente citados por van Haandel & Lettinga (1994) para sistemas combinados com reator UASB e lodos ativados.

Uma alternativa complementar de sistema combinado, proposto com base em resultados de pesquisa em laboratório, é de um *reator UASB ou EGSB seguido de um reator microaerofílico*, este com configuração semelhante a um UASB, com manta de lodo ativado e fluxo ascendente, porém com aeração de baixa intensidade (Wang, 1994). Esse reator teria a função de um pós-tratamento mais completo, para remover a fração mais coloidal dos efluentes das unidades anteriores, de biodegradação difícil ou mais lenta. Entretanto, o mecanismo envolvido seria mais de adsorção e coagulação. No sistema combinado, proposto por Wang, o lodo de excesso do reator UASB microaerofílico retornaria a um tanque hidrolítico e o seu efluente líquido alimentaria um reator EGSB, conforme configuração descrita anteriormente. Mesmo assim, dependendo da qualidade requerida, o efluente final do reator microaerofílico poderia receber adicionalmente algum coagulante para auxiliar na remoção do material coloidal ainda remanescente.

Reator Anaeróbio com Sistema de Disposição no Solo

A disposição de esgoto no solo é uma prática que vem sendo efetuada há muito tempo e que continua a oferecer grandes potencialidades e vantagens, havendo exemplos bem conhecidos em outros países. No Brasil, há ainda uma difusão limitada dessa tecnologia, muito embora já se tenha alguma experiência prática e esteja em fase de maior disseminação, tanto para tratamento como para pós-tratamento ou disposição final.

A aplicação de esgotos no solo como forma de tratamento ocorre de maneira controlada, fazendo-se uso ou não de vegetação e em terrenos com solos de características diversas. O grau de tratamento depende de diversos fatores, ocorrendo fenômenos físicos, químicos e biológicos que naturalmente se desenvolvem ao longo do tempo. O fluxo hidráulico depende do método de aplicação, podendo ocorrer desde a infiltração, percolação, escoamento superficial e evapotranspiração.

Os mecanismos da remoção dos constituintes dos esgotos são essencialmente similares ao dos reatores biológicos em tanques artificiais, embora em meio completamente distinto. Predominam a sedimentação e a filtração e, naturalmente, as reações para a oxidação da matéria orgânica, com formação de biomassa fixa no solo (e plantas), com remoção de sólidos suspensos e DBO. Há ainda casos de remoção com boa eficiência de nitrogênio e fósforo.

Diversas culturas vegetais podem ser utilizadas intencionalmente para o aproveitamento da água e nutrientes, sendo muitas vezes a disposição de esgoto no solo associada ao aproveitamento agrícola ou ao reuso de efluentes. Muitas das práticas de irrigação são também utilizadas nesses métodos, observando-se alguns cuidados

no manejo da água. Embora haja também certos receios no aspecto de saúde pública e proteção ambiental, ocorrendo até algum preconceito quanto a esses métodos, as preocupações são válidas para qualquer sistema de tratamento no caso de esgoto doméstico. Entretanto, como nos demais sistemas e bastante difundido para os sistemas de disposição de esgoto no solo, os riscos mencionados são controláveis pelo respeito a determinados critérios estabelecidos.

Pelas características dos efluentes de reatores anaeróbios, esses métodos podem ser perfeitamente viáveis para o pós-tratamento para as mais variadas condições de clima, solo, vegetação etc., abrindo espaço para viabilizar a sua utilização em maior escala, o que vem demonstrando algumas pesquisas práticas no Brasil.

A utilização combinada de reatores anaeróbios, como primeira etapa de tratamento, com a disposição controlada dos efluentes no solo, como forma de polimento e reuso, ao mesmo tempo, é particularmente interessante. Os reatores anaeróbios preservam os nutrientes, que podem ser utilizados na revitalização do solo com fins produtivos (gramíneas forrageiras, madeira e várias culturas vegetais), enquanto a disposição no solo remove microrganismos patogênicos, antes de alcançarem os corpos d'água. O reator anaeróbio seria suficiente para evitar que cargas excessivas de sólidos e matéria orgânica fossem aplicadas no solo; enquanto a disposição controlada no solo compensaria as principais deficiências do reator anaeróbio, já que os nutrientes eutrofizantes seriam benéficos e os patogênicos teriam decaimento natural significativo.

Reator Anaeróbio com Lagoa

A associação de reator anaeróbio-aeróbio mais utilizada em todo o mundo continua sendo o conhecido sistema formado por lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa. Há também muitos sistemas formados por decanto-digestores seguidos por lagoas de estabilização. Outro sistema combinado que vem merecendo atenção e aplicação em escala real de maneira promissora e crescente é o do reator UASB seguido de lagoa de estabilização para o pós-tratamento, tanto no Brasil como em outros países em desenvolvimento. O polimento com lagoa, nesse caso, se refere tanto a termos de DBO remanescente do efluente do UASB como de remoção possível de nutrientes e organismos patogênicos. As principais configurações de lagoas após UASB são: lagoa de sedimentação, lagoa facultativa ou lagoa de maturação.

Alguns trabalhos já demonstraram as vantagens técnicas e econômicas da substituição da lagoa anaeróbia pelo reator UASB seguido de lagoa(s) de polimento, quando comparado com um sistema somente de lagoas de estabilização. Além da redução de custo de construção, pela significativa redução de volume de reator e melhor desempenho do UASB em relação somente à lagoa anaeróbia, o desempenho e dimensões da lagoa ou lagoas subseqüentes seriam também vantajosos (Catunda & van Haandel, 1996; Chernicharo, 1997). Contudo, embora as vantagens sejam inquestionáveis quando se tem restrição de área ou terreno adequado, em algumas

situações, nas quais as condições de relevo, natureza e custo do solo não apresentam restrições, a associação de reatores anaeróbios antecedendo lagoas de estabilização merece uma análise cuidadosa.

Para o efluente da lagoa anaeróbia, em função de sua qualidade, haveria necessidade de lagoas facultativas com maior tempo de detenção hidráulica; ao passo que a qualidade do efluente do UASB, em especial devido à sua menor concentração de DBO, sólidos suspensos e coloidais, permitiria, além do seu polimento, a possibilidade de remoção de nutrientes e de patogênicos. A maior transparência do efluente do UASB acarretaria uma maior penetração da luz solar na lagoa subsequente, favorecendo o desenvolvimento de algas, resultado da alta taxa de fotossíntese que, conjugada com a menor carga orgânica aplicada, resultaria em maior produção de oxigênio e consumo de gás carbônico. Em última análise, valores de pH acima de 9,5 poderiam ser observados, o que se constituiria em condições favoráveis para a remoção de nutrientes e patogênicos, como a seguir:

- O nitrogênio que predomina é na forma não dissociada (NH_3), que é um gás dissolvido no líquido, e pode ser removido por dessorção.
- O fósforo, na forma de fosfato, pode precipitar quimicamente por ser um sal pouco solúvel nessa faixa de pH.
- A taxa de decaimento bacteriano é bem maior e, em condições favoráveis, pode atingir valores altíssimos.

Algumas indicações sugeridas para a obtenção de condições favoráveis para lagoas subsequentes ao reator UASB são o uso de lagoas mais rasas e com fluxo de pistão ou tubular (no caso de uma lagoa única, com chicanas) ou em série, que de qualquer maneira resultaria em configuração muito mais compacta.

Desinfecção de Efluentes Anaeróbios

Os reatores biológicos, sejam aeróbios ou anaeróbios, nas suas diversas configurações individuais ou com combinação de reatores, são essencialmente voltados para a remoção de matéria orgânica e de sólidos em geral. Para o estágio atual da situação sanitária e ambiental, devido ao problema específico do tratamento de esgotos sanitários, a prioridade continua sendo a busca de solução apropriada para a remoção daqueles constituintes. Entretanto, com o avanço da tecnologia e a imposição de condições mais restritivas desejáveis para a qualidade dos efluentes, deve-se também buscar a remoção de outros constituintes que atinjam os padrões de lançamento e de qualidade de água dos corpos receptores. Deve-se ter em vista, além dos fatores relacionados com a poluição e contaminação, os aspectos de saúde pública e ambientais, devidos ao lançamento de esgotos, os recursos hídricos escassos, e que os usos da água e possível reuso de efluentes podem ser determinantes.

No caso de remoção ou eliminação de potenciais patogênicos, as bactérias do grupo coliforme são comumente utilizadas em exames bacteriológicos de águas, como indicadores de contaminação por fezes. Em casos confirmativos, as águas tornam-se suspeitas como veículo de transmissão de doenças. A maioria dos sistemas de tratamento biológico de esgotos, incluindo aqueles para o pós-tratamento, não consegue atender aos padrões de coliformes para os seus efluentes.

Embora eficiências superiores a 90% (medida usualmente em NMP/100 ml) possam ser obtidas, o que denotaria aparentemente boa remoção, no caso de coliformes, para o atendimento aos padrões, deve-se alcançar valores superiores a 99%, muitas vezes de 99,9% e de até 99,99% ou superior. Embora percentualmente a diferença seja pequena, para atingir esses valores são necessárias configurações específicas de reatores, geralmente lagoas em série, o que via de regra está associada à necessidade de maiores áreas.

As próprias condições naturais (pH, temperatura, radiação solar etc.) nesses sistemas, sem adição de produtos químicos ou energia, são favoráveis à remoção dos patogênicos. Exemplos são as lagoas de maturação e disposição no solo, as quais foram citadas anteriormente como alternativas para sistemas combinados com reatores anaeróbios.

Enquanto os processos naturais para remoção de patogênicos estão condicionados à disponibilidade de área e requerem vários dias para a eficiência desejada, os métodos artificiais, em geral, requerem áreas reduzidas e a remoção ocorre na escala de minutos ou horas. Os mais conhecidos são aqueles que utilizam reatores essencialmente químicos, com o emprego de tanques de contato para a cloração e ozonização, ou físicos, com a utilização da radiação ultravioleta gerada por lâmpadas especiais. Entretanto, embora se possa atingir eficiência de até 100%, alguns aspectos desvantajosos se referem aos custos de produtos químicos ou de energia e materiais necessários, principalmente.

A desinfecção com cloro é bastante conhecida e necessária para águas de abastecimento; no caso dos esgotos, apesar de sua alta eficiência em potencial, são necessárias usualmente dosagens de cloro bem superiores, dependendo da qualidade desejada do efluente, o que a torna mais onerosa. Adicionalmente, o seu uso para efluentes tem sido questionado devido à possibilidade de formação de subprodutos potencialmente tóxicos e suspeitos de serem cancerígenos, resultantes da reação do cloro com certos compostos orgânicos remanescentes das etapas anteriores do tratamento. Alguns países utilizam a cloração, mas muitos outros não. No Brasil, há poucos relatos sobre o seu uso para efluentes, talvez devido ao custo, reduzido número de estações de tratamento e falta de experiência e de rigor no cumprimento da legislação para os padrões. No caso de uso da cloração para a desinfecção de efluentes, um

aspecto que pode merecer observação é no tocante à necessidade posterior de descloração.

O uso de ozônio vem sendo relatado em outros países, nos quais se reconhece a sua eficiência na remoção de patogênicos; entretanto, uma limitação considerável se refere ainda ao seu alto custo. O uso de radiação ultravioleta começa a despertar grande interesse, sendo relatada sua eficiência e a não geração de subprodutos prejudiciais à saúde e ao meio ambiente. Apesar de certo gasto com energia, o fator ainda limitante tem sido o custo das lâmpadas especiais, embora se reconheçam as suas potencialidades, que vêm aumentando com novas pesquisas aplicadas, o que a pode tornar uma alternativa bastante competitiva e atrativa.

Por fim, é importante salientar que, em face dos recentes avanços das técnicas anaeróbias para tratamento de esgotos, com as quais se tem obtido eficiências mais altas e efluentes bastante clarificados e relativamente com baixas concentrações de matéria orgânica (remoção de DQO da ordem de 70% e de sólidos suspensos da ordem de 80% ou mais), já não se apontam empecilhos para a desinfecção de efluentes de reatores anaeróbios, quando comparados com os de reatores aeróbios. Nesse contexto, pode-se, de forma geral, empregar quaisquer métodos usuais de desinfecção. Atualmente, já não se percebem grandes diferenças nas possibilidades de desinfecção de efluentes somente pelo fato de serem provenientes de reatores anaeróbios ou aeróbios.

3.4 Outras Configurações de Reatores Anaeróbios

O avanço da tecnologia anaeróbia para tratamento de esgotos deve ser creditado em grande parte ao desenvolvimento dos modernos reatores de alta taxa de aplicação orgânica, cabendo maiores méritos ao filtro anaeróbio ascendente e, principalmente, à configuração do UASB, o qual propiciou o surgimento de outros similares baseados na sua concepção. Entretanto, no caso de esgotos domésticos, as lagoas anaeróbias e os tanques sépticos continuam sendo os mais utilizados na prática, embora os dois outros venham sendo crescentemente empregados. Não obstante, novas configurações de reatores anaeróbios continuam sendo estudadas para as mais diversas aplicações, seja para esgotos domésticos ou industriais, de distintas características e para diversas aplicações, para uso como reator único ou combinado com outros.

Observando a evolução dos reatores anaeróbios, nota-se que se tem buscado maximizar a aplicação prática procurando aproveitar todas as potencialidades dos processos anaeróbios. Todas as modernas configurações têm em comum a preocupação em atender os requisitos essenciais em um reator: a formação e retenção de grande quantidade de biomassa e a melhoria do contato biomassa-esgoto. Diversos artifícios adicionados para esse atendimento incluem a melhor distribuição do afluente,

recirculação de efluente líquido e de gases, dispositivos especiais para a separação de sólidos e gases, meios suportes variados, protocolos para partida e operação, minimização de curtos circuitos hidráulicos, fluxos preferenciais e outros.

A constante evolução prossegue, o que demonstra que as potencialidades não se esgotaram, estando em desenvolvimento outras novas configurações, as quais, embora muitas ainda em estágio experimental em nível de laboratório, abrem novas perspectivas de aplicação prática em um futuro próximo. O objetivo nesta seção é o de apresentar algumas dessas novas configurações, a maioria em estágio de desenvolvimento, e outras mais antigas, porém com aplicação limitada.

Reator Anaeróbio Seqüencial em Batelada

O reator anaeróbio seqüencial em batelada vem recebendo atenção maior nos últimos anos, voltado o seu uso prático para o tratamento de águas residuárias em geral, a partir dos trabalhos de laboratório de Dague (1966). Embora ainda em estágio de desenvolvimento, seu uso se revela promissor, uma vez que os resultados demonstraram que o mesmo pode ser adequado para efluentes de baixa concentração, que é o caso dos esgotos sanitários, e mesmo para temperaturas mais baixas, portanto, também aplicável para regiões de clima temperado ou frio.

As suas características hidráulicas são semelhantes às apresentadas na seção sobre reatores básicos, para o reator em batelada, com fluxo descontínuo ou intermitente. O tratamento é efetuado em um tanque único, em uma seqüência operacional que compreende: (i) a fase de seu enchimento com esgoto, (ii) a fase de tratamento propriamente dita, por meio das reações ou transformações dos constituintes do esgoto pelos microrganismos que se desenvolvem, (iii) a fase de sedimentação final do lodo biológico, após as reações se completarem e (iv) a fase de esvaziamento do tanque, do líquido tratado e clarificado.

A fase de enchimento envolve a adição de substrato ao reator, que pode ser feita com ou sem mistura, dependendo do objetivo operacional. O volume da alimentação é determinado com base no tempo de detenção hidráulica, na carga orgânica, nas características de sedimentação do lodo, entre outros. Uma vez terminado o enchimento, começa a fase de reação, na qual com mistura completa o substrato orgânico é biodegradado anaerobiamente. O tempo necessário para que isso ocorra dependerá de inúmeros fatores, como: características e concentração do substrato, qualidade requerida do efluente, concentração da biomassa e temperatura.

Durante a fase de sedimentação, a agitação é interrompida, permitindo que o próprio reator funcione como um decantador. O tempo necessário para essa fase varia em função das características de sedimentação do lodo, mas valores típicos são ao redor de 30 minutos. Este tempo deve ser suficiente para permitir boa clarificação do sobrenadante, mas, por outro lado, não deve ser longo demais, de modo a evitar a

ressuspensão do lodo pela produção de gases advindos da degradação anaeróbia. Outras variáveis envolvidas nesse processo são a concentração de sólidos no lodo e a relação alimento/microrganismos.

Finalmente, a retirada do efluente clarificado é realizada. O volume a ser removido é geralmente igual ao volume alimentado. O tempo necessário é função do volume a ser retirado, da vazão da bomba e da velocidade máxima permitida no interior do reator, de modo a não causar arraste de sólidos. Uma vez terminada a retirada do efluente, o reator está pronto para receber outra batelada de esgoto.

Esse tipo de reator apresenta vantagens importantes em relação aos reatores anaeróbios convencionais. Nele é possível conseguir uma baixa razão alimento/microrganismos (que favorece a floculação biológica e a sedimentação) e, ao mesmo tempo, processar esgotos a altas taxas. A concentração de alimento é maior logo após a alimentação, diminuindo com o tempo de reação. A concentração de substrato, antes da nova fase de alimentação, é mais baixa nesse reator do que em um sistema contínuo. Dessa forma, nesse tipo de reator, pode-se obter biofloculação, biodegradação e sedimentação melhores que nos sistemas contínuos anaeróbios de contato, por exemplo.

Comparado com um reator semelhante de alimentação contínua, o volume requerido para o tanque, em geral, é maior, porém apresenta a vantagem de ser desnecessário um sedimentador em separado, bem como a recirculação externa de lodo biológico, como é o caso do denominado reator anaeróbio de contato. É atribuída a esse reator anaeróbio seqüencial uma semelhança com o reator UASB nos aspectos de biomassa formada, com boas características de sedimentação, com desenvolvimento de lodo denso ou mesmo granular, dependendo da composição do afluente, e de composição microbiana propícia para a degradação de matéria orgânica, com diversidade indicada para os diversos estágios bioquímicos, conforme descrito no Capítulo 2. Lodo denso no reator significa menor perda de sólidos biológicos com o efluente durante a operação de esvaziamento. Adicionalmente, esse reator pode simular, na prática, as características ideais de um reator contínuo tipo tubular ou de pistão, o que, em termos cinéticos ou de velocidade de reação, pode representar uma vantagem para a eficiência de tratamento.

No Brasil, esse processo vem sendo estudado como uma alternativa para os processos contínuos de tratamentos anaeróbios por pesquisadores do IPH (UFRGS) e da EESC-USP, em escala de bancada. Os primeiros resultados apontam para um bom desempenho desses reatores quando tratando esgotos sintéticos com características semelhantes às dos esgotos sanitários. Reatores com menores relações altura/diâmetro têm se revelado mais eficientes em termos de DQO e sólidos suspensos no efluente. Novos estudos estão sendo conduzidos para determinar outros fatores, como, por exemplo, os melhores tempos de detenção hidráulica a serem aplicados.

Reator Anaeróbio de Leito Granular Expandido

Conhecido como EGSB (*expanded granular sludge bed*), esse reator teve a sua concepção baseada no UASB e não deixa de ser uma de suas variações. Pelas suas características hidrodinâmicas se assemelha aos reatores de leito expandido ou fluidificado, exceto pelo fato de não usar qualquer meio suporte para a adesão e desenvolvimento da biomassa. A inoculação deve ser realizada a partir de lodos granulares de reatores UASB existentes, embora alguns trabalhos de pesquisa com esgotos domésticos demonstrem a possibilidade de formar um lodo floculento denso, com boas características de sedimentabilidade e resistência mecânica, permitindo a aplicação de uma velocidade ascensional superior à do UASB convencional.

As velocidades ascensionais no EGSB, com valores acima de 2,5 m/h e até 10 m/h em certos casos específicos, são bem superiores aos 0,5-1,5 m/h que caracterizam os reatores UASB. As maiores velocidades ascensionais permitem uma melhor agitação hidráulica do leito de lodo granular ou floculento denso, resultando em sua maior expansão. Com isso, minimiza-se o que pode ocorrer em reatores UASB, como zonas mortas, fluxo preferencial, curtos-circuitos etc., conseqüentemente melhorando o contato biomassa-esgoto.

Outra característica é a geometria do reator, em geral com seção menor e de maior altura, que favorece a aplicação de maior velocidade ascensional, uma vez que esta é maior com o aumento da altura. A recirculação do efluente pode ter duas finalidades, uma é a de proporcionar, junto com a vazão afluyente dos esgotos, uma velocidade ascensional resultante maior e outra a de aproveitar a alcalinidade gerada no reator durante o processo para diminuir a adição de produtos químicos, no caso de certos esgotos industriais. A recirculação dilui, evidentemente, a concentração do esgoto afluyente. Na prática, pode não ser necessária a recirculação para a finalidade de aumentar a velocidade ascensional, uma vez que a própria geometria do reator pode permitir a aplicação de valores maiores. Exemplos em escala real, até o presente, têm sido mais para efluentes industriais como cervejarias e de processamento de alimentos, que se caracterizam por apresentarem baixas concentrações, em geral, de matéria orgânica (menor que 2.000 mg DQO/L). Nesses casos, os tempos de detenção hidráulica são bem menores se comparados com os do UASB. Esgotos diluídos requerem um alto grau de contato biomassa-esgoto para que o desempenho seja elevado, daí a indicação do uso do EGSB, que foi inclusive um dos motivos do seu desenvolvimento.

O EGSB necessita obrigatoriamente de um eficiente sistema de separação de sólidos, uma vez que, pelas suas características hidrodinâmicas, há o risco de perdê-los com o efluente, que em pouco tempo reduziria drasticamente a quantidade de biomassa no reator, resultando em queda da eficiência. Em geral, os sistemas separadores do EGSB são mais sofisticados que os do UASB. Não obstante, experiências em reatores em escala de laboratório e piloto mostram que as suas potencialidades podem ser

aproveitadas para diversas situações: tratamento de esgotos de altas e baixas concentrações solúveis, adequadas para tratamento a baixas temperaturas, pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios etc. Alguns reatores EGSB possuem separadores especiais de sólidos em forma de placas na parte superior e que se encontram patenteados.

Reator Anaeróbio Compartimentado (de Chicanas)

O reator anaeróbio compartimentado ou de chicanas é conhecido por se constituir de um tanque de diversas câmaras dispostas horizontalmente em série, cada qual separada por paredes ou chicanas verticais. O fluxo de esgoto em cada câmara é vertical ascendente, sendo que a alimentação sucessiva de cada câmara ocorre pelo efluente da anterior por meio de dispositivos, em geral tubulações. Fisicamente se assemelha a um tanque séptico com câmaras em série, não tendo, em geral, dispositivo interno de separação de sólidos e gases, podendo ser fechado ou totalmente aberto e ser construído enterrado, uma vez que requer menores profundidades.

Com tempo de detenção hidráulica superior a 12 horas, requer volumes razoáveis, sendo indicado para vazões menores. Embora operacionalmente se assemelhe ao reator UASB, com alimentação na parte inferior passando por uma manta de lodo, as condições de mistura hidráulica, bem como a formação e retenção de lodo, podem não ser as mais adequadas. Como a concentração de matéria orgânica diminui de uma câmara para a outra, a quantidade de biomassa é, em geral, decrescente seqüencialmente. A incorporação de melhor sistema de distribuição do afluente, bem como de um separador de sólidos na última câmara, é indicada para se obter um melhor desempenho. Experiências em escala real e em escala piloto com esgotos sanitários, mesmo para temperaturas mais baixas, mostram que tal reator pode ser viável na prática.

Em termos de processo, o reator compartimentado se caracteriza por oferecer a possibilidade de separar algumas das fases da digestão anaeróbia, que termodinamicamente (veja Capítulo 2) favorece a formação de metano, eliminando na forma de gás o hidrogênio na primeira ou nas primeiras câmaras. O hidrogênio naturalmente formado na digestão pode impedir a rápida degradação de ácido propiônico, que é uma etapa precursora do ácido acético e conseqüente metanogênese.

Tendo isso por base, foi desenvolvido um reator compartimentado com fluxo vertical ascendente, formado por várias câmaras seqüenciais, uma sobre a outra, mas dispostas de maneira engenhosa. Cada qual possui uma manta de lodo com características de degradação distintas para cada componente intermediário formado, havendo separação de gases individuais. Não se tem conhecimento de sua aplicação prática até o momento, estando restrito a estudos de laboratório.

Reator UASB Compartimentado

Uma outra variação de configuração do reator UASB convencional é o denominado *reator UASB compartimentado*. Ao contrário do reator anaeróbio de chicanas, o *reator UASB compartimentado* é constituído de um tanque com câmaras que são operadas em paralelo. Trabalhos experimentais vêm sendo desenvolvidos, até o momento, em um reator em escala de demonstração com volume de 9 m³, dotado de três câmaras de digestão, três dispositivos de coleta de gás e um compartimento único de decantação.

O princípio de funcionamento do sistema de tratamento, com os três compartimentos de digestão operando em paralelo, tem por objetivo a obtenção de um regime hidráulico mais estável no interior do reator. Assim, a adequada distribuição do esgoto afluente, que pode ser direcionado para uma, duas ou três câmaras de digestão, possibilita o estabelecimento de velocidades ascensionais mais estáveis e uma menor ocorrência de zonas mortas no interior do reator.

Nos reatores UASB convencionais de compartimento único, a ocorrência de grandes variações de fluxo do esgoto afluente pode ocasionar velocidades ascensionais muito elevadas, particularmente nas aberturas para o compartimento de sedimentação. Essas altas velocidades, por sua vez, podem propiciar a perda de biomassa, com uma subseqüente queda na eficiência do sistema, devido à presença de material particulado no efluente final. No reator UASB compartimentado, as variações das velocidades ascensionais em cada compartimento de digestão são muito menores, fato que, além de possibilitar a manutenção de condições otimizadas de mistura em cada câmara, também contribui para a minimização da perda de sólidos para o compartimento de sedimentação.

Como resultado, pode-se alcançar um melhor contato entre o substrato e a biomassa e atingir uma melhor performance do sistema. Busca-se, também, obter um efluente mais clarificado, em função do menor fluxo de sólidos para o compartimento de sedimentação e de melhores condições operacionais desse importante componente do reator.

Reator Anaeróbio de Contato

O reator anaeróbio de contato se assemelha muito ao processo de lodos ativados aeróbio, daí muitas vezes ser conhecido como processo de lodos ativados anaeróbio, embora outras denominações como claridigestor e reator anaeróbio de dois estágios sejam empregadas. Esta última denominação não significa que a digestão se efetue em dois tanques distintos, um para a fase de acidificação e outro para a metanogênese, típico de certas configurações de reatores tratando esgotos complexos ou de determinadas características.

Os dois tanques ou estágios dessa configuração são o digestor em si e um clarificador ou decantador secundário. O digestor é um tanque de mistura completa que requer a agitação por meio externo, havendo a formação de um lodo floculento que se mantém suspenso no tanque. Os sólidos que saem com o efluente são separados no decantador e o lodo anaeróbio ativo retorna ao digestor após se misturar com o esgoto afluente. Essa configuração foi desenvolvida nos anos 50 para o tratamento de esgotos industriais e foi um dos primeiros reatores concebidos para a melhoria dos requisitos de contato biomassa-esgoto e retenção no sistema de maior quantidade de lodo. Entretanto, a sua aplicação na prática tem sido limitada, se restringindo a certos países, como a Inglaterra, por exemplo.

Uma das suas limitações mais sérias tem sido a dificuldade de separação de sólidos no decantador, devido à contínua formação de gases nesse tanque, dificultando a sedimentação e favorecendo a flotação dos sólidos que saem arrastados junto com o efluente final, não permitindo, assim, a retenção adequada de biomassa no sistema e aumentando a DBO do efluente final. Vários dispositivos foram desenvolvidos para superar esse problema, incluindo desgaseificação a vácuo, centrifugação, uso de membranas etc. A experiência aqui no Brasil com o reator anaeróbio de contato é praticamente inexistente.

Reator Anaeróbio com Biodisco Rotatório

Também com base em um similar aeróbio, o reator anaeróbio com biodisco rotatório foi desenvolvido nos anos 80, constituindo-se de um tanque coberto, no interior do qual são empregados discos de material leve e, em geral, poroso, para a fixação e desenvolvimento de microrganismos por adesão. Os discos quase totalmente submersos se posicionam na forma de placas paralelas centradas em um eixo giratório, acionado com rotação adequada por motor externo. A mistura ocorre pelo próprio fluxo hidráulico e movimento dos discos, com entrada do esgoto em uma extremidade inferior e saída em outra extremidade superior, proporcionando um contato biomassa-esgoto forçado adequado. A mobilidade da biomassa fica limitada à área de atuação de cada disco em rotação no interior do reator.

A sua concepção foi uma evolução natural do reator anaeróbio de contato (anos 50) e do filtro anaeróbio de leito de suporte fixo (anos 60), uma vez que ao reator de biodisco rotatório se atribui a solução dos problemas de separação de lodo e de entupimento e fluxo preferencial que podem ocorrer naqueles dois reatores, respectivamente. Entretanto, são recomendados cuidados com a velocidade de rotação, uma vez que pode ocorrer ou a dificuldade de aderência da biomassa nos discos ou o desprendimento da biomassa já aderida. Algumas críticas a essa concepção são comuns aos reatores de biomassa aderida em meio suporte estacionário ou móvel: dificuldade de controle da biomassa no reator e distribuição não uniforme do esgoto afluente.

Esse reator anaeróbio também pode requerer um separador de sólidos externo. Os relatos de experiência com esse reator ainda são limitados.

Reator Anaeróbio com Recirculação Interna

O reator anaeróbio com recirculação interna, conhecido também como reator IC (*internal circulation*), é considerado também uma variação do reator UASB, com algumas semelhanças operacionais com o EGSB. Em geral, o reator com recirculação interna tem a sua base estreita e altura elevada e, como o EGSB, se caracteriza também por altas velocidades líquidas ascensionais, com nível de agitação e mistura hidráulica elevados, bem como contato biomassa-esgoto eficiente. Como no caso do EGSB, o lodo a ser utilizado é granular em função das características hidrodinâmicas.

A retenção de biomassa, sendo essencial, é um ponto crítico nesse reator e se constitui no ponto-chave para a obtenção de uma grande eficiência. Há algumas variantes desse reator, sendo alguns tipos patenteados e utilizadas em escala real para esgotos industriais. Alguns dos primeiros exemplos existentes foram construídos para efluentes de cervejaria e de fábrica de fermento na Holanda.

Há também similares aeróbios patenteados, com meio suporte inerte móvel para a adesão de biomassa, usados inclusive aqui no Brasil, para efluentes de cervejarias. Um ponto comum a esses reatores é o uso de gás para auxiliar a circulação interna, que promove a mistura e o contato, daí serem muitas vezes denominados de reatores tipo gás *lift*.

Nos reatores anaeróbios com recirculação interna, o biogás formado se acumula na parte superior em tanque especial que, pressurizado até um certo nível, força a circulação interna tanto de um líquido como de algum lodo. Há saída controlada de gás de excesso nesse tanque para fora do reator. Em uma primeira variante conhecida, o reator possui duas zonas principais distintas, sendo a inferior formada pelo leito de lodo granular em constante expansão pelo afluente e líquido circulado internamente por condutos localizados na posição central e conectados ao tanque de gás. Nessa zona, a mistura se aproxima também do regime de mistura completa. A zona superior é separada da primeira por dispositivos adequados, que forcem a passagem de líquido, porém retêm a maior parte do lodo na zona turbulenta inferior.

Nessa zona também ocorre reação complementar para remoção da matéria orgânica, porém o seu regime se aproxima mais do fluxo de pistão. Na sua parte superior são instalados os mesmos dispositivos de separação de sólidos que retornam, sendo o efluente final coletado mais acima e saindo do reator. Em uma segunda variante, o reator é dividido em duas zonas concêntricas, uma interna de reação e outra mais externa para a circulação de líquido e lodo.

Apesar de sua comprovada eficiência para esgotos concentrados ou diluídos, os reatores anaeróbios de recirculação interna requerem uma operação mais cuidadosa e

maior experiência. Os reatores existentes em escala real possuem alturas superiores a 12 m. A sua aplicação para esgoto sanitário exigirá mais investigações.

Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo

O reator anaeróbio horizontal de leito fixo, conhecido como reator RAHLF, é possivelmente a mais nova geração de reatores modernos de alta taxa, cujo desenvolvimento vem sendo realizado com mais intensidade na Universidade de São Paulo, em São Carlos. Os experimentos em escala de laboratório incluem diversos estudos de fundamentos, hidrodinâmica, cinética, bases racionais para projeto e operação, aplicação para vários efluentes, inclusive esgotos sanitários, etc. A fase atual se encontra em estágio de estudos em escala piloto, prevendo-se em futuro próximo a sua aplicação em escala real, dada as potencialidades que esse tipo de reator se apresenta.

Nessa nova configuração, que foi proposta por Foresti et al. (1995), a imobilização da biomassa ocorre em meio suporte estacionário, no caso original sendo utilizado material de poliuretano (espuma), e o fluxo é horizontal, o qual se aproxima de um regime de fluxo de pistão. As características do material de enchimento, leve, poroso e de alta superfície específica e de custo atrativo, são algumas das vantagens que se apresentam.

O reator permite a formação de uma grande massa de microrganismos aderidos, o contato biomassa-esgoto adequado e o uso de tempos de detenção hidráulica reduzidos para cargas orgânicas relativamente elevadas. Os primeiros experimentos foram conduzidos com esgotos de indústria de papel, que apresentaram boa eficiência de remoção, com partida em tempo curto e operação estável rápida. Outros experimentos continuam em andamento e os primeiros resultados com esgotos sanitários se revelam promissores. A concepção desse novo reator abre a possibilidade de se integrar os sistemas de coleta e tratamento, ao menos sob determinadas circunstâncias, para minimizar os problemas de sistemas de esgotos sanitários existentes.

Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 7229 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro, 15p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). *NBR 13969 – Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro, 60p.
- ANDRADE NETO, C.O. (1997). *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários. Experiência brasileira*. ABES, Rio de Janeiro, 301p.
- BRITZ, T.J.; POHLAND, F.G. (ed.) (1994). Anaerobic digestion VII. *Water Science and Technology*, 30 (12).

- CATUNDA, P.F.C.; VAN HAANDEL, A.C. (1996). Improved performance and increased applicability of waste stabilization ponds by pretreatment in a UASB reactor. *Water Science and Technology*, 33 (7): 147-156.
- CHERNICHARO, C.A.L. (1997). *Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v.5. DESA-UFMG, Belo Horizonte, 245p.
- DAGUE, R.R.; MCKINNEY, R.E.; PFEFFER, J.T. (1966). Anaerobic activated sludge. *Journal Water Pollution Control Federation*, 38 (2): 220-225.
- FORESTI, E.; ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A.; DEL NERY, V. (1995). Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor for paper industry wastewater treatment. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 12: 235-239.
- GONÇALVES, R.F. (1995). Estágio atual de desenvolvimento da tecnologia dos biofiltros aerados submersos para o tratamento de águas residuárias. In: 18º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Salvador, setembro de 1995. *Anais* (em disquete).
- JOSHI, D.L. Reversing anaerobic upflow system (RAUS) (1993). *A new approach for industrial wastewater technology*. Bangkok, Tailândia. Tese (Doutorado) – Asian Institute of Technology.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L.W. (1991). UASB – process design for various types of wastewaters. *Water Science and Technology*, 24 (8): 87-107.
- NOIKE, T.; TILCHE, A.; HANAKI, K. (ed.) (1997). Anaerobic digestion VIII. *Water Science and Technology*, 36: (6-7).
- POLANCO, F.F.; GARCIA, P.A.; HERNANDO, S. (coord.) (1988). *Actas del 4º Seminario Depuración Anaerobia de Aguas Residuales*. Valladolid, Espanha, 23-25 noviembre, 1988. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Valladolid, Valladolid, Espanha.
- RINZEMA, A. (1988). *Anaerobic treatment of wastewater with high concentrations of lipids or sulfate*. Wageningen, Holanda. Tese de (Doutorado) – Universidade Agrícola de Wageningen.
- ROJAS CHACON, O.; ACEVEDO, D.L. (coord.) (1996). In: IV SEMINARIO Y TALLER LATINOAMERICANO – TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES. Bucaramanga, Colômbia, 19-22 noviembre, 1996. *Memória*. Bucaramanga.
- SCRAGG, A.H. (ed.) (1991). Bioreactors in biotechnology. *A practical approach*. Ellis Horwood, New York.
- SPEECE, R.E. (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Archae Press, Tennessee, EUA. 394p.
- SWITZENBAUM, M.S. (ed.) (1991). Anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, 24 (8).

- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994). Tratamento anaeróbio de esgotos. *Um manual para regiões de clima quente*. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 232p.
- VAN LIER, J.B. (1995). *Thermophilic anaerobic wastewater treatment. Temperature aspects and process stability*. Tese (Doutorado) – Universidade Agrícola de Wageningen, Wageningen, Holanda.
- VIÑAS, M.; SOUBES, M.; BORZACCONI, L.; MUXI, L. (coord.) (1994). *III Taller y Seminario Latinoamericano Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Montevideú, Uruguai, 25-29 octubre, 1994.
- VON SPERLING, M. (1996). Lagoas de estabilização. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v.3, DESA-UFMG, Belo Horizonte, 134p.
- VON SPERLING, M. (1996). Princípios básicos do tratamento de esgotos. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v.2, DESA-UFMG, Belo Horizonte, 211p.
- WANG, K. (1994). *Integrated anaerobic and aerobic treatment of sewage*. Tese (Doutorado) – Universidade Agrícola de Wageningen, Wageningen, Holanda.
- WIRTZ, R.A.; DAGUE, R.R. (1996). Enhancement of granulation and start-up in the anaerobic sequencing batch reactor. *Water Environment Research*, 68 (5): 883-892.

Capítulo 4

Lagoas Anaeróbias

Luiz Olinto Monteggia e Pedro Além Sobrinho

4.1 Introdução

A depuração de águas residuárias por lagoas de estabilização constitui tecnologia consolidada para tratamento de esgotos sanitários e ampla gama de efluentes industriais, pelas suas vantagens de baixo custo e eficiência satisfatória, associadas à simplicidade construtiva e facilidade operacional.

A origem dessa modalidade de tratamento não está claramente identificada, devido principalmente à sua semelhança física com reservatórios de águas naturais. Relatos de uso de lagoas para criação de peixes, na China, alimentados por resíduos orgânicos e mais recentemente, na Alemanha, para depuração adicional de efluentes tratados com o auxílio de peixes, já em fins do século passado, constituíram, provavelmente, as primeiras experiências sobre esse processo. Cabe também citar o emprego de lagoas para fins de armazenamento de água no estado do Texas, EUA, seguidas por ações mais sistematizadas, com o emprego de lagoas para depuração de águas residuárias, a partir de demandas impostas pela Segunda Guerra Mundial (Gloyna, 1971).

O avanço dos conhecimentos nas áreas de microbiologia e bioquímica de tratamento de águas residuárias contribuiu decisivamente para o entendimento dos diversos mecanismos de depuração bioquímica que ocorrem nas lagoas, permitindo, dessa forma, identificar em bases racionais os critérios de aplicação dessa tecnologia no tratamento de águas residuárias das mais diversas origens.

Lagoas de estabilização consistem em reservatórios de pequena profundidade, construídos em diques de terra e fundo compactados e impermeabilizados. Devido à simplicidade construtiva e ausência de equipamentos mecânicos, apresentam baixos custos de investimento e operação. Lagoas são consideradas, atualmente, a tecnologia de tratamento que mais se aproxima de ambientes hídricos naturais e, portanto,

reconhecidas como as de menor impacto ao ambiente sob o ponto de vista das reações de depuração de águas residuárias.

Entretanto, esse processo requer áreas significativamente maiores que processos mecanizados de tratamento de efluentes, o que pode constituir séria desvantagem, principalmente para o atendimento de grandes populações. O fator limitante do processo consiste no suprimento de oxigênio ao meio líquido, o qual tem como fonte principal a ação fotossintética de algas e, em menor escala, a difusão do oxigênio atmosférico a partir da superfície de água das lagoas.

O procedimento mais usual para redução da área requerida consiste na associação em série de diferentes modalidades de lagoas, como o sistema desenvolvido na Austrália, em 1950, por Parker e colaboradores, tendo, no Brasil, a designação de *Sistema Australiano* (Victorette, 1973). Sua característica básica consiste no emprego de um conjunto de unidades em série, constituído por lagoas anaeróbias e facultativas e, eventualmente, de maturação.

As lagoas anaeróbias são projetadas para recebimento de elevadas cargas orgânicas em relação à sua superfície, o que resulta em ausência de oxigênio dissolvido na massa líquida. Nesse caso, a remoção de poluentes é obtida pela sedimentação e ação de microrganismos anaeróbios, eliminando a necessidade de algas para produção de oxigênio no meio líquido. Portanto, lagoas anaeróbias são projetadas com profundidades maiores que as recomendadas para lagoas fotossintéticas.

Dessa forma, é possível obter reduções da ordem de 30% ou mais na área total requerida, pelo uso de sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas fotossintéticas, com correspondente redução dos custos de aquisição de terreno e obras civis para implantação do tratamento.

Associados às vantagens obtidas pelo emprego de lagoas anaeróbias, alguns fatores negativos devem ser cuidadosamente avaliados. O principal deles diz respeito ao risco potencial de exalação de maus odores e, em menor escala, ao acúmulo de materiais flutuantes, conferindo aspecto visual desagradável ao sistema de tratamento.

Problemas operacionais verificados em lagoas anaeróbias estão muitas vezes relacionados à própria simplicidade construtiva dessas unidades, o que pode induzir o seu uso generalizado para depuração de diferentes águas residuárias em condições ambientais não favoráveis. Recomenda-se, portanto, a leitura do Capítulo 2, o qual aborda mais detalhadamente os mecanismos de competição biológica entre organismos produtores de metano e organismos indesejáveis ao tratamento, que se desenvolvem em condições anaeróbias, como as bactérias redutoras de sulfatos, principais responsáveis pela produção de maus odores.

O conhecimento atual sobre o processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, bem como os mecanismos de produção de gases mal cheirosos, permitem

afirmar que uma grande parte dos problemas encontrados em lagoas anaeróbias antigas poderia ser reduzida. Entretanto, lagoas anaeróbias convencionais são reatores abertos, não mecanizados e, por esse motivo, ações para controle de eventuais maus odores oferecem respostas lentas. É recomendado, portanto, o desenvolvimento de estudos detalhados quanto a possíveis problemas causados ao meio ambiente, em especial quanto a maus odores.

As lagoas anaeróbias são reconhecidas atualmente como excelente opção para remoção de poluentes orgânicos, porém devem ser consideradas como etapa inicial do tratamento, pois, como qualquer outro reator anaeróbio, produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido, concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento, usualmente baseada em processos biológicos aeróbios. Lagoas fotossintéticas são recomendadas para tratamento adicional do efluente de lagoas anaeróbias, conforme apresentado na Figura 4.1.

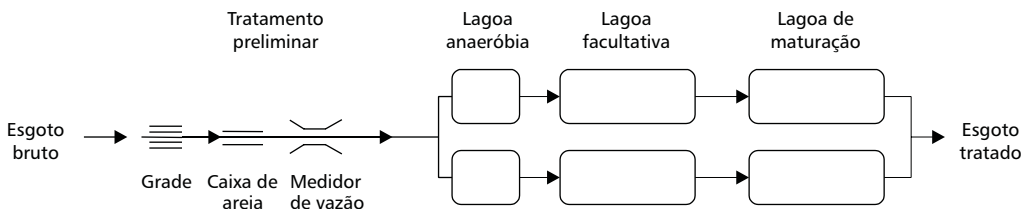


Figura 4.1 Sistema de tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização.

No presente capítulo são enfocadas as características físicas do processo, fatores ambientais, critérios de dimensionamento e operação, recomendados para maximização do desempenho de lagoas anaeróbias, em especial para a remoção da demanda carbonácea de esgotos sanitários.

4.2 Considerações Básicas do Processo

As lagoas anaeróbias são classificadas como unidade em que ocorre processo biológico de tratamento devido à intensa atividade bioquímica que naturalmente se desenvolve nesses reatores. Como já discutido no Capítulo 2, devido à ausência de oxigênio dissolvido na massa líquida, a matéria orgânica carbonácea é convertida em biogás, o qual pode ser facilmente observado na superfície líquida da lagoa pela liberação intensa de bolhas de gás.

Entretanto, a etapa inicial de remoção dos poluentes ocorre pela ação de forças físicas, que fazem com que os poluentes com densidade superior à da água, designados sólidos sedimentáveis, se depositem no fundo das lagoas formando bancos de lodo e, por outro lado, partículas menos densas se acumulam na superfície.

Os microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica podem ser encontrados em qualquer ponto da massa líquida, porém é no lodo acumulado no fundo da unidade que se encontra a maioria da biomassa ativa e, portanto, concentra-se nessa zona a produção de biogás. A liberação do gás a partir da camada de lodo, sob a forma de pequenas bolhas, contribui para a mistura na camada líquida, promovendo o contato entre bactérias e poluentes presentes na água. Dessa forma, nas lagoas anaeróbias é possível atingir eficiência de remoção de poluentes superior à obtida em decantadores primários. Enquanto nestas unidades a eficiência situa-se na faixa de 30% a 40% de remoção de matéria orgânica, medida em termos de DBO_5 , lagoas anaeróbias bem projetadas apresentam eficiência de remoção de 50% a 60%, em condições ambientais favoráveis.

Na camada flotante também ocorrem reações de degradação da matéria orgânica, e sua espessura e área de recobrimento das lagoas são bastante variáveis e dependem da carga orgânica aplicada e das condições ambientais, como insolação, temperatura e principalmente ventos. Há duas correntes de opinião a respeito da conservação ou retirada dessa camada flotante, conforme discutido por Hess (1980):

- A camada flotante deve ser mantida para diminuir o contato entre a massa líquida e o oxigênio atmosférico, a fim de reduzir as perdas de calor do líquido e minimizar a emissão de odores.
- A camada flotante deve ser removida para evitar a proliferação de mosquitos e atenuar os aspectos visuais indesejáveis de lagoas anaeróbias.

A decisão final sobre a conveniência ou não da remoção da camada flotante acumulada nas lagoas anaeróbias está relacionada às condições ambientais da região. Em regiões de clima frio, os benefícios obtidos pela proteção superficial contra perdas de calor para a atmosfera justificam a não remoção dessa capa. Cabe também salientar que, devido à progressiva estabilização dos materiais constituintes dessa camada, como gorduras e fibras de celulose, estas camadas tendem a se romper e sedimentar nas lagoas, amenizando eventuais aspectos estéticos desagradáveis.

Caso seja necessário controlar a presença de materiais flutuantes em lagoas, o uso de jatos de água permite a sua fragmentação, ou podem ser utilizados raspadores manuais para sua fragmentação e remoção.

Independente da retirada ou não dessa camada flutuante que ocorre nas lagoas anaeróbias, a passagem de materiais flutuantes para as unidades seguintes do tratamento deve ser evitada. A técnica usual consiste na adoção de dispositivos junto ao vertedor de saída da lagoa anaeróbia, como uma cortina de retenção de gorduras e materiais flutuantes.

As lagoas anaeróbias, quando comparadas a uma estação de tratamento convencional, podem substituir, com vantagem, em termos de eficiência, custos e facilidade operacional, as seguintes unidades:

- Decantadores primários.
- Adensadores de lodos.
- Digestores anaeróbios.
- Unidades de desaguamento de lodos.
- Bombas, tubulações e dispositivos de transferência de lodos.

Lagoas de estabilização, se adequadamente projetadas e operadas, permitem integração harmoniosa ao ambiente, como elemento paisagístico natural. Na Figura 4.2 é apresentada a vista aérea de conjunto de lagoas de estabilização para atendimento de 260.000 habitantes, localizada na cidade de Porto Alegre, RS.



Figura 4.2 Vista aérea de sistema de lagoas de estabilização, localizada na zona sul da cidade de Porto Alegre, RS.

4.3 Fatores Ambientais Que Interferem no Processo

Os principais fatores ambientais que afetam o desempenho de lagoas anaeróbias são a temperatura, ação dos ventos, insolação e precipitação pluviométrica. Esses fenômenos meteorológicos não são controláveis pelo homem e, portanto, suas faixas extremas de ocorrência devem ser determinadas para as condições locais de implantação do processo de tratamento.

Ventos

A ação dos ventos pode causar efeitos adversos sob dois diferentes aspectos:

a) *Danos físicos por erosão dos taludes internos devido à formação de ondas.*

Recomenda-se a proteção dos taludes, no mínimo 30 cm abaixo e 30 cm acima do nível de água. Podem ser empregadas placas de concreto assentes no talude, porém cuidados especiais devem ser tomados em regiões com intensa ação dos ventos ou em lagoas de grandes dimensões. Nesses casos, uma solução alternativa consiste no uso de concreto projetado (por jateamento) a partir da crista do talude até 50 cm (medidos no talude) abaixo do nível de água mínimo.

b) *Formação de curto-circuitos hidráulicos nas lagoas.*

c) *Acúmulo de material flutuante em pontos localizados da lagoa.*

A formação de caminhos preferenciais ou zonas mortas pode afetar a eficiência de lagoas pela redução do tempo médio de retenção hidráulico. Nesse caso, recomenda-se que os dispositivos de entrada e saída sejam posicionados de forma que a direção dos ventos dominantes ocorra no sentido da saída para a entrada.

Temperatura

A temperatura das águas residuárias é um parâmetro ambiental de extrema relevância para o bom funcionamento de reatores anaeróbios. O valor da temperatura e do pH do meio líquido são parâmetros determinantes da velocidade de crescimento e atividade de degradação bioquímica para um determinado substrato. Entretanto, há uma diferença básica entre o efeito do pH e a temperatura do meio líquido sobre a atividade bacteriana. Enquanto os microrganismos têm a capacidade de ajustar o pH interno de suas células em valores diferentes do pH do meio líquido, dentro de certos limites, o mesmo não é válido para a temperatura.

Podem ser identificadas três faixas de valores de temperatura de interesse para a atividade de microrganismos presentes na água, nomeadamente faixa psicrófila, mesófila e termófila. Estudos recentes demonstram que a conversão de ácidos graxos nos produtos finais, nomeadamente gás metano e gás carbônico, ocorre de forma razoável, mesmo na faixa psicrófila. Entretanto, pouco ainda é conhecido no que se refere ao efeito da temperatura sobre as etapas iniciais da degradação anaeróbia, ou seja, hidrólise e acidificação de poluentes em suspensão presentes em águas residuárias. Recomenda-se a leitura do Capítulo 2, no qual é discutida mais detalhadamente a importância da temperatura para processos biológicos de tratamento.

A temperatura da massa líquida em lagoas depende da combinação de vários fatores, como:

- Temperatura do esgoto afluente.
- Temperatura do ar e radiação solar.
- Vazão do esgoto afluente.
- Ação dos ventos.
- Volume da lagoa.
- Área superficial da lagoa.

Os valores de interesse de temperatura para o dimensionamento de lagoas referem-se, portanto, às condições de inverno, podendo-se estimar que, em regiões de clima temperado e subtropical, a temperatura medida a meia profundidade em uma lagoa situa-se na faixa de 2°C a 4°C acima do valor médio da temperatura do ar do mês mais frio do ano.

Conforme citado por Uehara & Vidal (1989), a atividade de fermentação do lodo não ocorre significativamente em temperaturas abaixo de 17°C e aumenta em atividade na proporção de quatro vezes para cada 5°C de elevação de temperatura entre 4°C e 22°C.

A atividade biológica máxima ocorre durante o verão, quando a temperatura das lagoas pode atingir valores da ordem de 30°C, situando-se na faixa ótima mesofílica.

A Figura 4.3 ilustra o efeito da temperatura na taxa de produção de gás em m³/habitante · dia de uma lagoa anaeróbia carregada com 480 kg DBO₅/habitante · dia, de acordo com estudos desenvolvidos por Oswald (1968).

Lagoas anaeróbias mais profundas podem correr o risco de estratificação durante períodos de clima quente, o que dificulta estabelecer a temperatura média do sistema. Entretanto, como esse reator anaeróbio deve ser dimensionado para as condições de inverno, quando a temperatura média do fundo é usualmente maior que a da superfície, problemas causados por estratificação térmica em lagoas anaeróbias assumem importância secundária.

A incidência de energia solar constitui a principal fonte de calor da atmosfera e, por conseguinte, das massas de água. Entretanto, devido à elevada inércia térmica da água, as variações horárias de temperatura nas águas residuárias afluentes às estações de tratamento são reduzidas.

Registros contínuos da temperatura do ar e dos esgotos sanitários na região de Porto Alegre, RS, por exemplo, indicam variações menores de 2°C nos esgotos, para variações superiores a 15°C na temperatura do ar atmosférico, ao longo das 24 horas do dia, durante o inverno.

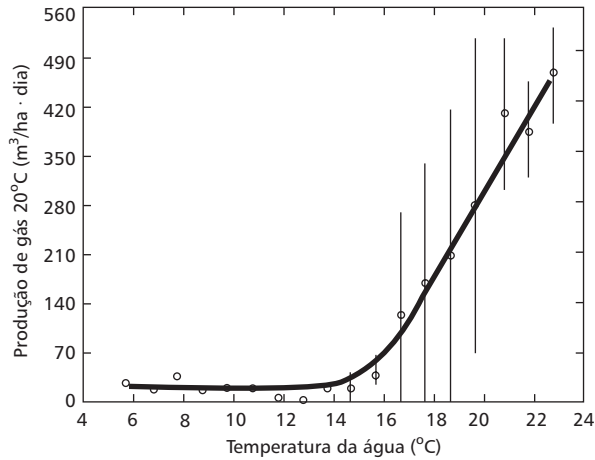


Figura 4.3 Produção de biogás em lagoa anaeróbia para taxa de aplicação volumétrica de 480 kg DBO₅/habitante · dia (adaptado de Oswald, 1986).

Balanço Hídrico

Poucos são os estudos conclusivos sobre o efeito das precipitações pluviométricas no desempenho de lagoas de estabilização. Conforme relatado por Uehara & Vidal (1989), o principal efeito negativo ocorre de maneira indireta pelo aumento considerável da vazão de esgotos por vazões parasitárias nas redes coletoras ou introdução indevida de águas pluviais. Isso causa redução no tempo de retenção hidráulico, além de riscos de acumulação de sedimentos com redução progressiva do volume útil das lagoas.

Em oposição, o fenômeno natural de evaporação pode alterar a concentração de substâncias dissolvidas, alterando o equilíbrio osmótico das células dos microrganismos, ou ocasionar problemas hidráulicos devido a um abaixamento indesejado do nível de água. Entretanto, essas considerações podem ter algum interesse em regiões com reduzido índice pluviométrico e elevadas temperaturas, caso típico do Nordeste brasileiro (Silva & Mara, 1979). Por outro lado, estes efeitos climáticos ocorrem em intensidade menor nas lagoas anaeróbias, pela sua área superficial reduzida, quando comparada com outras modalidades de lagoas de estabilização.

4.4 Configurações de Lagoas Anaeróbias

O estudo da configuração de reatores biológicos, associado às respectivas taxas de remoção de poluentes, designada *Engenharia de Reatores*, constitui aspecto de fundamental importância para maximização da eficiência do tratamento.

As lagoas de estabilização, apesar de apresentarem características construtivas simplificadas, requerem alguns cuidados na fase de projeto e implantação, com a

finalidade de garantir adequada mistura da água residuária com o conteúdo da lagoa, minimização de curtos-circuitos ou formação de camadas estratificadas.

No caso de lagoas anaeróbias, recomenda-se a utilização de relação comprimento / largura não superior a 3 para melhorar a distribuição do afluente, com a conseqüente redução do acúmulo de lodo em áreas junto à zona de entrada. Entretanto, essa recomendação em pouco ou nada auxilia na remoção de poluentes dissolvidos, pois os microrganismos tendem a se acumular no fundo das lagoas, reduzindo a oportunidade de contato com a água residuária.

Como discutido anteriormente, a ação dos ventos, que poderia exercer efeito importante de mistura, deve ser minimizada para prevenir toxicidade causada pelo oxigênio livre sobre o processo anaeróbio.

Portanto, diante da importância da mistura entre a biomassa ativa e a água residuária a ser tratada, outros mecanismos de mistura devem ser utilizados no projeto de lagoas anaeróbias. Nesse sentido, cabe destacar a concepção pioneira proposta por Oswald et al. (1967), baseada na utilização de uma zona de entrada profunda na lagoa anaeróbia para formação de uma zona de reação de fluxo ascendente, similar ao comportamento hidráulico de reatores UASB.

Propõe-se, portanto, a classificação das lagoas anaeróbias em dois modelos hidráulicos básicos, a seguir nomeados:

- Lagoas anaeróbias convencionais.
- Lagoas anaeróbias de alta taxa.

Nas lagoas anaeróbias convencionais ocorre escoamento horizontal definido pela posição dos dispositivos de entrada e saída. Por outro lado, nas lagoas designadas de alta taxa, ocorre fluxo hidráulico ascendente junto à zona de entrada, devido à entrada do afluente bruto junto ao piso de uma câmara mais profunda, locada na parte inicial da lagoa.

Apesar de ocorrerem reações bioquímicas de depuração similares em ambas, nas lagoas anaeróbias convencionais a grande maioria dos microrganismos acumula-se no lodo de fundo, com reduzida ação sobre os poluentes dissolvidos na massa líquida.

Por outro lado, nas lagoas anaeróbias de alta taxa, é possível garantir efetivo contato entre os poluentes dissolvidos presentes na água residuária a ser tratada e os microrganismos acumulados no poço de entrada. A retenção de elevadas quantidades de biomassa ativa no poço de entrada, em contato efetivo com o afluente a ser tratado, consiste na característica principal do funcionamento de lagoas anaeróbias de alta taxa.

Portanto, critérios específicos de dimensionamento devem ser utilizados em função do respectivo modelo hidráulico de lagoas anaeróbias.

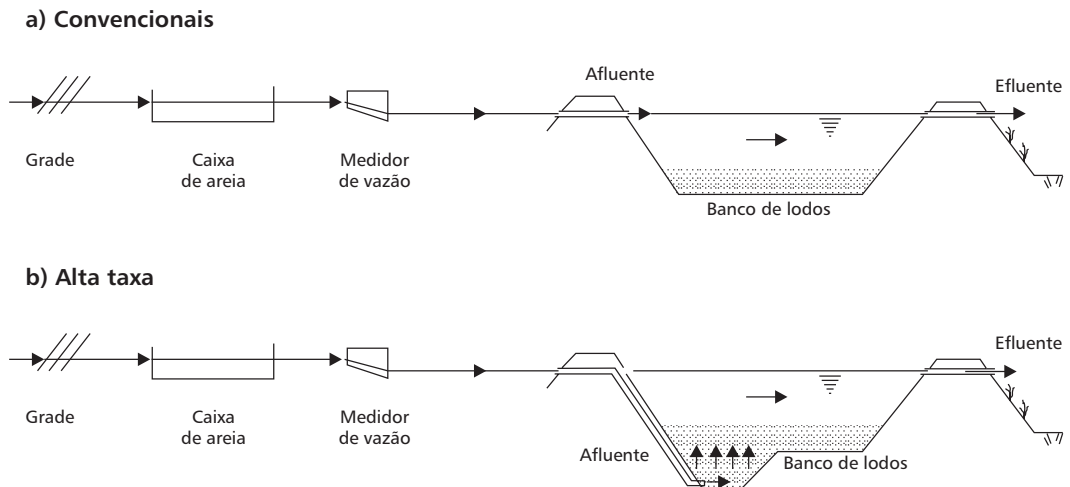


Figura 4.4 Modelos hidráulicos de escoamento em lagoas anaeróbias.

4.5 Critérios de Dimensionamento

O dimensionamento de reatores anaeróbios deve garantir a ação equilibrada entre grupos de organismos que promovem as etapas iniciais de hidrólise e fermentação (produção de ácidos) e os organismos estritamente anaeróbios que promovem a conversão dos ácidos em produtos finais, gás metano e gás carbônico. É importante salientar que a efetiva remoção da matéria orgânica ocorre somente após a liberação do biogás para a atmosfera, o que justifica a importância de garantir condições anaeróbias em toda a massa líquida das lagoas para diferentes condições climáticas.

Devido à complexidade das reações bioquímicas e grupos de organismos envolvidos, é recomendada a leitura do Capítulo 2 para adequado entendimento dos mecanismos e fatores limitantes envolvidos no processo de tratamento anaeróbio.

Lagoas Anaeróbias Convencionais

Lagoas anaeróbias designadas “convencionais” são usualmente executadas com profundidades na faixa de 3 a 5 metros e seu volume útil é determinado a partir dos seguintes parâmetros:

- Taxa de aplicação de carga orgânica (TCO), expressa em $\text{g DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$.
- Tempo de detenção hidráulico (θ_h), expresso em dias.

Os valores dos parâmetros citados são determinados a partir de observações experimentais, função do tipo de efluente a ser tratado e condições ambientais locais.

O tempo de detenção hidráulica consiste no parâmetro básico de dimensionamento de reatores biológicos por sua influência sobre a eficiência global do tratamento. Valores recomendados para taxa de aplicação volumétrica visam garantir a ocorrência balanceada das etapas de fermentação e produção de metano em condições anaeróbias.

Taxa de Aplicação de Carga Orgânica (TCO)

O parâmetro de carga orgânica em relação ao volume é atualmente o mais utilizado no dimensionamento de lagoas anaeróbias, em contraposição a critérios anteriores baseados na área superficial, que são válidos para lagoas facultativas. A taxa de aplicação superficial de matéria orgânica em lagoas anaeróbias funciona apenas como parâmetro de verificação da ausência de oxigênio dissolvido.

Admite-se que valores acima de $1.000 \text{ kg DBO}_5 \cdot \text{Ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ garantem, de forma efetiva, condições anaeróbias em toda a massa líquida das lagoas.

A Tabela 4.1 apresenta faixa de valores recomendados para TCO, em função da temperatura média do mês mais frio do ano, e valores conservativos de remoção de DBO_5 , para tratamento de esgotos sanitários.

Tabela 4.1 Valores de taxa de aplicação de carga orgânica e remoção de DBO_5 em lagoas anaeróbias.

Temperatura média mensal (°C)	Taxa de aplicação orgânica ($\text{g DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$)	Remoção de DBO_5 (%)
< 10	100	40
10-20	$20 \cdot T - 100$	$2 \cdot T + 20$
> 20	300	60

T: Temperatura (°C)

Fonte: Mara & Pearson, 1986.

Tempo de Detenção Hidráulica (θ_h)

O tempo de detenção hidráulica é um parâmetro básico de dimensionamento de reatores biológicos. A faixa de valores recomendados para lagoas anaeróbias está relacionada ao valor da temperatura, conforme apresentado na Tabela 4.2.

Como discutido anteriormente, o tempo de detenção hidráulica pode limitar o desenvolvimento de organismos de lenta reprodução dentro de reatores biológicos, como o caso das bactérias metanogênicas nas lagoas. Entretanto, nas lagoas anaeróbias, ocorre contínua interação entre os organismos presentes no banco de lodos e a camada líquida devido à produção de gases. Isso pode explicar o bom desempenho verificado em lagoas anaeróbias operadas com tempo de detenção inferior a 3 dias (até 1 dia no Nordeste brasileiro), o qual corresponde ao tempo mínimo de reprodução de bactérias metanogênicas responsáveis pela conversão de ácido acético em biogás.

Tabela 4.2 Tempo de detenção hidráulica recomendado para lagoas anaeróbias no tratamento de esgotos sanitários.

Temperatura da lagoa (°C)	Tempo de detenção (θ_h) (dias)	Remoção provável de DBO ₅ (%)
10-15	4-5	30-40
15-20	3-4	40-50
20-25	2,5-3	50-60
25-30	2-5	60-70

Fonte: Arceivala (1981).

Entretanto, recomenda-se que o tempo de detenção hidráulica adotado para projeto de lagoas anaeróbias, em escala real de tratamento, sejam superiores a 3 dias, devido ao acúmulo de lodo que ocorre ao longo do tempo.

O volume da lagoa anaeróbia é facilmente determinado pelo produto da vazão de águas residuárias e tempo de detenção hidráulica selecionado em função da temperatura, devendo satisfazer também os valores recomendados de taxa de aplicação de carga orgânica. No caso de efluentes industriais concentrados, o volume da lagoa anaeróbia deve ser verificado inicialmente para a taxa de aplicação de carga orgânica, a fim de evitar desbalanceamentos do processo anaeróbio. Por outro lado, no caso de esgotos sanitários diluídos, o dimensionamento de lagoas anaeróbias deve ser baseado nos valores recomendados para o tempo de detenção hidráulica, conforme a Tabela 4.2.

Lagoas Anaeróbias de Alta Taxa

A condução de águas residuárias brutas a um poço de entrada localizado em lagoas de estabilização foi inicialmente proposta por Oswald et al. (1967), a partir de estudos em escala piloto desenvolvidos na Califórnia, EUA.

As principais vantagens enfatizadas pelos autores, com o emprego de uma zona anaeróbia de fluxo ascendente em lagoas facultativas, consiste na melhoria do contato da matéria orgânica dissolvida com o leito de biomassa anaeróbia que tende a se acumular no poço de entrada, bem como a redução do volume de lodo acumulado no fundo das lagoas, mediante hidrólise do material particulado afluente ao tratamento.

Posteriormente, esse mesmo grupo de pesquisadores (Oswald et al., 1991) apresentou aperfeiçoamentos na configuração do poço de entrada, culminando com o emprego de campânulas para coleta do biogás.

No Brasil, cabe salientar o pioneirismo da Companhia de Água e Esgotos de Brasília, DF, CAESB, no emprego de lagoas de estabilização facultativas, dotadas de poço de lodos anaeróbio para tratamento de esgotos sanitários (ETE Samambaia), para atendimento de uma população de projeto de 380.000 habitantes (Neder & Pinto, 1994; Pinto et al., 1998).

A modalidade de lagoa anaeróbia, aqui denominada de “alta taxa”, na qual o afluente bruto é conduzido a um poço de entrada com fluxo ascendente, visa maximizar a degradação de poluentes dissolvidos e particulados, com vantagens em termos de eficiência e menor acúmulo de lodo.

Entretanto, poucos resultados operacionais estão disponíveis quanto ao desempenho de lagoas anaeróbias de alta taxa, em especial, quanto à eficiência de remoção de DBO ou DQO e taxa de acúmulo de sólidos.

Conforme apresentado no Capítulo 7, diversos aspectos devem ser levados em conta no projeto de reatores de manta de lodos, sendo que alguns deles apresentam interesse especial para o projeto de lagoas anaeróbias de alta taxa. Ênfase deve ser dada à distribuição, o mais uniforme possível, do esgoto afluente junto ao fundo do reator e, principalmente, quanto ao valor do tempo de detenção hidráulico a ser utilizado para cálculo do volume do poço de entrada.

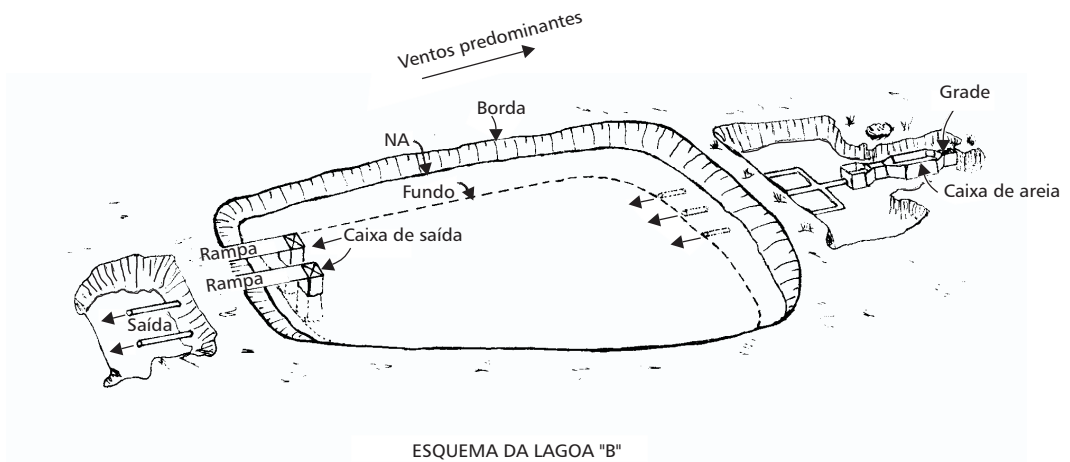
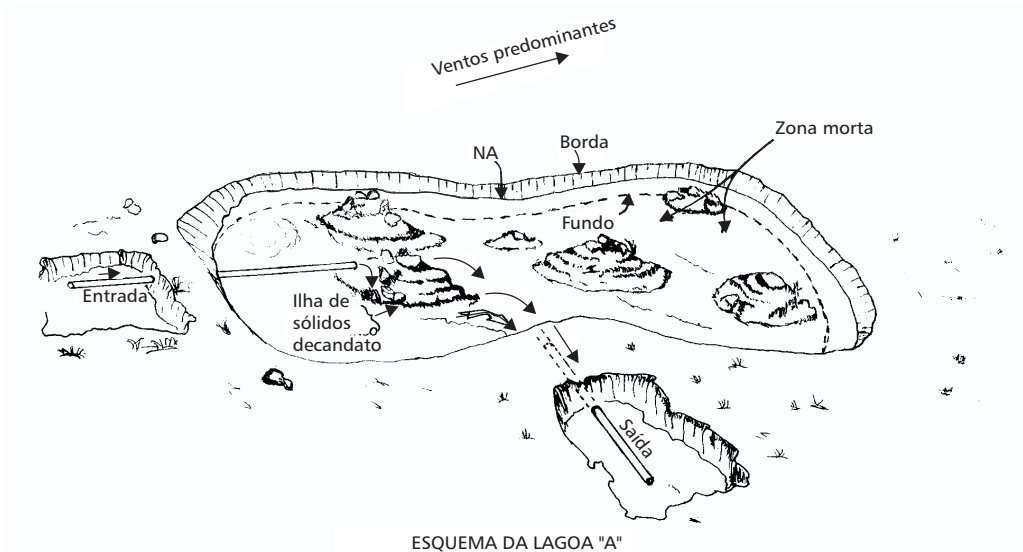
Conforme citado por Oswald et al. (1994), podem ser empregados θ_h da ordem de 24 horas, ou mais elevados, para cálculo do volume do poço de lodos, considerando-se o baixo custo para execução de obras em terra compactada, comparativamente a reatores executados em concreto.

Uma vez que lagoas anaeróbias são projetadas e operadas sem a previsão de descarte do excesso de lodo, o que não é o caso de reatores de manta de lodo de fluxo ascendente, faz-se necessário a previsão de um volume adicional para armazenamento do lodo digerido, conforme esquematizado na Figura 4.4. Essa parcela de volume dependerá do grau de adensamento do lodo digerido e tempo de armazenamento desejado.

4.6 Considerações Complementares sobre Lagoas Anaeróbias

Uma vez definido o volume útil da lagoa anaeróbia, conforme os valores recomendados nas Tabelas 4.1 e 4.2, determina-se a área útil da lagoa (usualmente duas unidades em paralelo), a qual será função da profundidade útil adotada no projeto. Profundidades mais elevadas apresentam a vantagem de redução da área requerida, sendo que valores máximos, na faixa de 4 a 5 m, são determinados por estudos geotécnicos.

A forma em planta adotada deve evitar a formação de zonas mortas ou acúmulo excessivo de lodos, principalmente na zona de entrada do afluente bruto. A Figura 4.5 apresenta duas configurações de lagoas anaeróbias, na qual se verifica que a forma A não é recomendada devido à possibilidade de ocorrência de zonas mortas e formação de bancos de lodos.



Fonte: Adaptado a partir de Uehara & Vidal (1989).

Figura 4.5 Configurações de lagoas anaeróbias e problemas operacionais associados.

Na forma *B*, os riscos de formação de ilhas ficam reduzidos devido a uma distribuição mais uniforme do afluyente, favorecendo também o aproveitamento efetivo do volume total da lagoa, mediante posicionamento dos dispositivos de saída na extremidade oposta aos de entrada da lagoa.

Outro aspecto relevante refere-se aos cuidados para escolha do local para a implantação de lagoas anaeróbias, em função do risco potencial de liberação de maus odores. Usualmente, distâncias superiores a 500 m de aglomerados urbanos oferecem boa segurança na prevenção de incômodos causados por maus cheiros. Entretanto, estudos mais detalhados devem ser realizados para uma adequada decisão final, principalmente em função do regime de ventos predominantes nas áreas potenciais de implantação de lagoas anaeróbias.

Referências Bibliográficas

- ARCEIVALA, S.J. (1981). *Wastewater Treatment and Disposal*. New York, Marcel Dekker, p.892.
- GLOYNA, E.F. (1971). *Waste Stabilization Ponds*. WHO Monograph Series n.60, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- HESS, M.L. (1980). *Pequeños Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*. São Paulo, CETESB.
- MARA, D.D.; PEARSON, H. (1986). *Artificial Freshwater Environment: Waste Stabilization Ponds*. *Biotechnology*, Weinheim, v.8.
- NEDER, K.D.; PINTO, M. T. (1994). Lagoa de Estabilização de Samambaia. *Novas Tecnologias no Processo de Tratamento de Esgotos Domésticos por Lagoas de Estabilização*. 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- OSWALD, W.J.; GOLUEKE, C.G.; TYLER, R.W. (1967). Integrated pond systems for subdivisions. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 39 (8), p.1289-1304.
- OSWALD, W.J. (1968). Advances in anaerobic pond systems desing. In: *Advances in Water Quality Improvement*. v.1, Austin, Texas, University of Texas Press.
- OSWALD, W.J. (1991). Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. *Water Science & Technology*, v.24, n.5, p.1-7.
- OSWALD, W.J. GREEN, F.B.; LUNDQUIST, T.J. (1994). Performance of methane fermentation pits in advanced integrated wastewater pond systems. 7º *International Symposium on Anaerobic Digestion*, Capetown, South Africa.
- PEARSON, H. (1996). Expanding the horizons of pond technology and application in an environmentally concious world. *Water Science and Technology*, v.33, n.7, p.1-9.
- PINTO, M.T.; NEDER, K.D.; FELIZZATO, M.R.; LUDUVICE, M.L. (1998). ETE Samambaia – Dos Projetos à Prática dos Novos Conceitos no Processo de Tratamento de Esgotos por Lagoas de Estabilização. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, PR.
- VICTORETTI, B.A. (1973). *Contribuição ao Emprego de Lagoas de Estabilização como Processo para Depuração de Esgotos Sanitários*. São Paulo, CETESB.

Capítulo 5

Decanto-Digestores

*Cícero Onofre de Andrade Neto, Pedro Além Sobrinho,
Hênio Normando de Souza Melo e Miguel Mansur Aisse*

5.1 Introdução

Decanto-digestores são, basicamente, tanques simples ou divididos em compartimentos horizontais (câmaras em série) ou verticais (câmaras sobrepostas), utilizados com o objetivo de reter por decantação os sólidos contidos nos esgotos, propiciar a decomposição dos sólidos orgânicos decantados no seu próprio interior e acumular temporariamente os resíduos, com volume reduzido pela digestão anaeróbia, até que sejam removidos em períodos de meses ou anos. Popularmente, os modelos mais usuais são conhecidos como *tanques sépticos*.

Foi a primeira unidade idealizada para tratamento de esgotos e até hoje é a mais extensivamente empregada, numericamente, em todos os países. É aplicada não só para tratamento de esgotos de residências como também de pequenas aglomerações e até mesmo cidades.

O sucesso do decanto-digestor deve-se, certamente, à construção e operação muito simples. Não exige técnicas construtivas especiais, nem equipamentos, e sua operação não requer a presença constante do operador.

Apresenta as vantagens comuns ao processo anaeróbio e pode ser economicamente aplicado desde a pequenas vazões até a volumes médios. Sua principal limitação, comparado a outros reatores anaeróbios, é a baixa eficiência na remoção de matéria orgânica dissolvida, mesmo com tempo de detenção hidráulica maior.

É um reator muito resistente às variações do afluente e adequado para tratamento de esgotos “jovens”, que chegam à unidade de tratamento com grande parcela de sólidos sedimentáveis. Tem partida imediata, sem inóculo; requer operações apenas esporádicas, para remoção do lodo acumulado; absorve choques tóxicos e de sobrecarga com rápida recuperação; e não perde eficiência a longo prazo, com o “envelhecimento” do lodo,

porque nele os sólidos inertes não causam maiores interferências no processo e são facilmente removidos sem prejuízos para o sistema.

O efluente de um decanto-digestor contém ainda elevada concentração de organismos patogênicos e matéria orgânica dissolvida. Dependendo do destino ou da capacidade de autodepuração do corpo receptor, pode ser necessário um pós-tratamento. Felizmente, o decanto-digestor pode ser associado a vários outros reatores, com maior vantagem quando antecede unidades que removem matéria orgânica dissolvida. O seu efluente pode ser submetido aos mais variados processos de pós-tratamento, inclusive desinfecção, e também presta-se para reuso.

O decanto-digestor foi concebido em 1872, na França, por Jean Louis Mouras. O invento de Mouras consistia em um tanque hermético no qual os esgotos entravam e saíam através de tubulações submersas na massa líquida, ambas na parte superior. Seu intuito era reter a matéria sólida contida nos esgotos, evitando, assim, que ela obstruísse a fossa absorvente ou colmatasse e impermeabilizasse o solo, dificultando a infiltração dos líquidos. Mouras percebeu que o volume de sólidos acumulado no tanque de alvenaria que havia idealizado e construído era muito menor do que ele havia imaginado.

De acordo com Azevedo Netto (1985), Mouras patenteou seu invento em 1881, com o nome de *Eliminador Automático de Excrementos*, depois que empreendeu uma série de experiências com a colaboração do abade Moigne. Provavelmente, o abade conhecia as então recentes descobertas de Pasteur, que já permitiam saber que a redução da matéria era devida à atividade bacteriana que produzia a liquefação e gaseificação dos sólidos orgânicos.

Em 1896, o Engenheiro Donald Cameron, na Grã-Bretanha, patenteou um decanto-digestor que denominou *Tanque Séptico* – provavelmente inspirado na palavra *sepsis*, que significa decomposição. Em 1903, o inglês W. O. Travis concebeu e construiu o *Tanque Hidrolítico* – um tanque com subdivisão interna, com duas câmaras, para que de 1/7 a 1/5 da vazão afluyente fosse introduzida na câmara inferior, na qual se processaria a digestão. Em 1905, Karl Imhoff, examinando os trabalhos de Travis, idealizou o *Tanque Imhoff*, que é, na verdade, um decanto-digestor com câmaras sobrepostas. Desde então, os decanto-digestores vêm sendo utilizados em vários modelos, sendo aperfeiçoados e disseminados em vários países.

No Brasil, a aplicação pioneira parece ter sido um grande tanque construído em Campinas, SP, para o tratamento dos esgotos urbanos, em 1892. Mas os decanto-digestores começaram a ser difundidos amplamente a partir da década de 1930.

Depois de 1963, no Brasil, a utilização de decanto-digestores tem sido orientada por normas da ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 41-63, NBR 7229-82). Em 1989, iniciou-se uma revisão na NBR 7229-82. A comissão de revisão da ABNT decidiu pela ampliação e desmembramento da Norma em três, tratando

separadamente do tanque séptico, do pós-tratamento dos efluentes e da disposição de lodos. A primeira (NBR 7229, válida a partir de novembro de 93), recebeu o título “Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos”. A segunda (NBR 13969, de setembro de 97) tem como título “Tanques Sépticos – Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos – Projeto, Construção e Operação”. A terceira nova norma, a ser elaborada, abordará o tratamento e a disposição dos sólidos de tanques sépticos.

A tecnologia brasileira de projeto, construção e operação de decanto-digestores tem sido fortemente influenciada pelas normas da ABNT referentes ao assunto. Algumas iniciativas, contudo, introduzem inovações e extrapolam, conscientemente, as recomendações das Normas.

5.2 Descrição e Caracterização

Em suas várias configurações, os decanto-digestores reúnem, principalmente, os objetivos dos decantadores e digestores em uma mesma unidade, na qual se realizam, simultaneamente, várias funções: decantação, sedimentação e flotação dos sólidos dos esgotos e desagregação e digestão dos sólidos sedimentados (lodo) e do material flutuante (escuma). Na verdade, são mais do que decantador e digestor associados, porque propiciam, também, o tratamento anaeróbio da fase líquida em escoamento, devido à mistura natural do lodo com os esgotos e ao tempo de detenção hidráulica bem maior que nos decantadores usuais, e acumulam, por longos períodos, o lodo digerido.

O principal fenômeno ativo sobre a fase líquida é de ação física – decantação com sedimentação e flotação. A decantação consiste na separação de fases (sólidos, líquidos e gases) por diferença de massa específica. A sedimentação é o processo de deposição de sólidos por ação da gravidade. A flotação ocorre porque pequenas bolhas de gases, produzidas na digestão anaeróbia, aceleram a ascensão de partículas sólidas, distinguindo-se de simples flutuação.

A decantação é tanto maior quanto maior for o tempo de permanência médio dos esgotos no reator (tempo de detenção) e maior for a tranquilidade hidráulica (baixa turbulência). As partículas com densidade maior que a da água sedimentam, acumulando-se gradativamente, enquanto as menos densas flutuam naturalmente ou ajudadas pela flotação, formando a camada de escuma. Contudo, à medida que vai ocorrendo, a decantação torna-se mais lenta, impondo um limite prático para aproveitamento desse processo na depuração dos esgotos.

Parte das partículas que formam a camada de escuma, que pode atingir uma espessura de 20 a 25 cm, é constituída por gorduras (óleos e graxas), entretanto deve-se ressaltar que essa camada é formada, preponderantemente, por produtos orgânicos biodegradáveis e, tendo sido constantemente semeada pelo lodo decantado, será

decomposta de forma progressiva, não sendo, portanto, necessário o impedimento da presença de matéria graxa nos decanto-digestores.

Continuamente, parte dos sólidos decantados e do lodo ativo produzido mistura-se com a fase líquida, não somente devido à turbulência de fluxo, mas principalmente devido às mudanças de densidade do lodo sedimentado e da espuma, em decorrência das várias fases da digestão anaeróbia, às correntes de convecção térmica e aos gases ascendentes. A turbulência prejudica a sedimentação, mas a mistura do lodo ativo na fase líquida aumenta a eficiência do reator na remoção da matéria orgânica dissolvida.

A turbulência provocada pelo fluxo hidráulico, sobretudo nas zonas próximas da entrada e da saída dos esgotos no reator, pode ser minimizada com o uso de dispositivos de entrada e saída adequados.

A maior atividade biológica ocorre no lodo decantado. Contudo, a ação biológica na fase líquida não deve ser desprezada, sobretudo em climas quentes, porque, dependendo do modelo do reator e da mistura, pode ser muito significativa.

Os decanto-digestores podem ser de câmara única, de câmaras em série ou de câmaras sobrepostas e podem ter forma cilíndrica ou prismática retangular. As Figuras 5.1, 5.2 e 5.3 mostram desenhos esquemáticos dos três modelos.

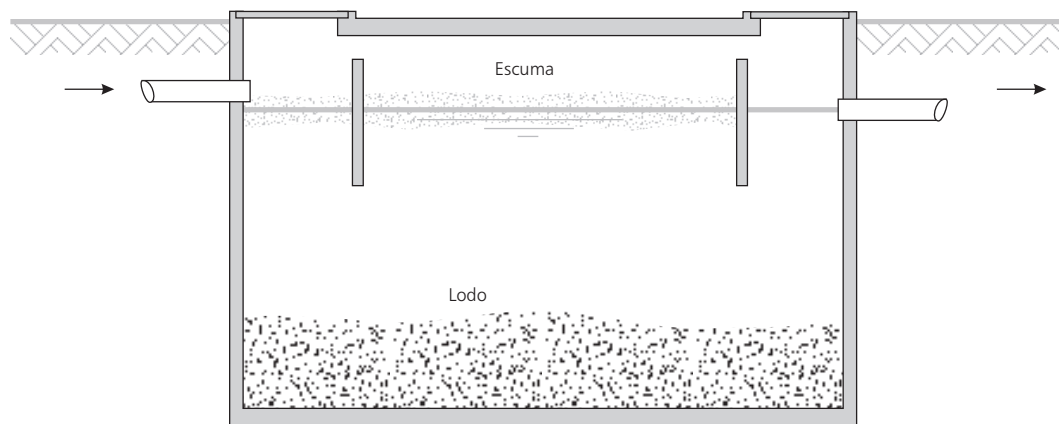


Figura 5.1 Decanto-digestor de câmara única (corte longitudinal).

Os de câmaras em série geralmente constituem um único tanque coberto, dividido por uma parede interna janelada (ou vazada por uma fenda horizontal), formando duas câmaras em série no fluxo horizontal. A primeira câmara é o principal reator biológico e deve ter volume cerca de duas vezes maior do que a segunda. Na primeira câmara, acumula-se a maior quantidade de lodo, porque tem maior volume e recebe sólidos de mais fácil decantação, e, apesar da eficiência na sedimentação ser prejudicada

por bolhas de gases ascendentes e por mistura natural, ocorre, também, significativa remoção da matéria orgânica dissolvida nos esgotos, justamente devido à maior concentração de lodo ativo e à mistura.

A segunda câmara, contendo pouco lodo, permite uma sedimentação mais tranqüila e mais eficiente na remoção de sólidos suspensos, devido à menor interferência das bolhas de gases resultantes da decomposição do lodo, propiciando eficiência global bem maior do que uma única câmara de igual volume.

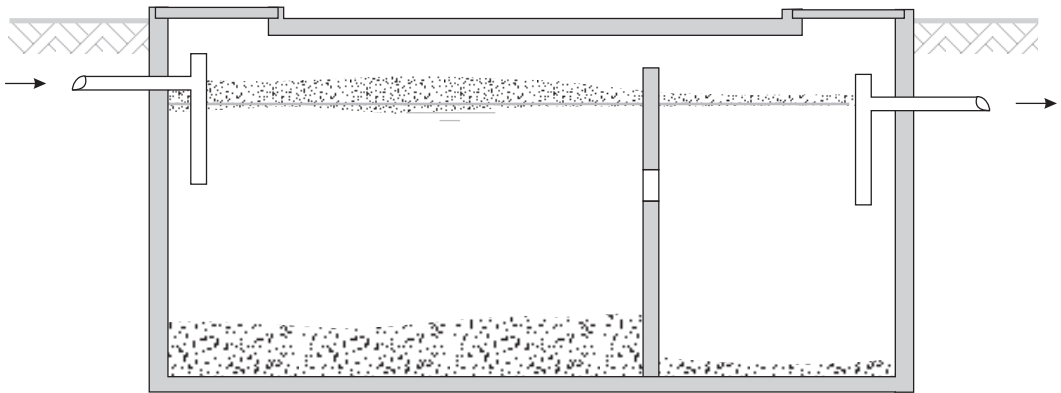


Figura 5.2 Decanto-digestor de câmaras em série (corte longitudinal).

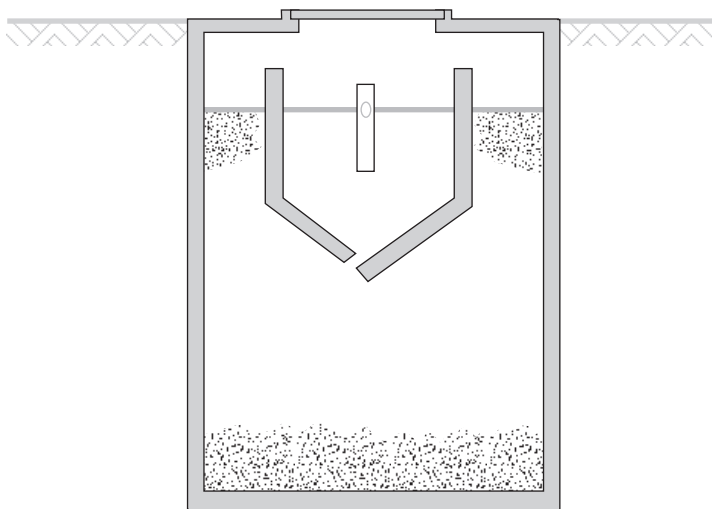


Figura 5.3 Decanto-digestor de câmaras sobrepostas (corte transversal).

Os de câmaras sobrepostas são tanques com divisões internas que constituem duas câmaras dispostas verticalmente. Placas inclinadas são dispostas no interior do tanque com função de separador de fases sólidos-líquidos-gases. Esse dispositivo permite a passagem do lodo sedimentado na câmara superior para a inferior e desvia os gases produzidos na câmara inferior, de modo que na câmara superior ocorre a sedimentação de sólidos sem a interferência das bolhas de gases ascendentes, resultantes da digestão do lodo que se acumula e é digerido na câmara inferior, propiciando maior eficiência na sedimentação. Os modelos mais comuns são os tanques Imhoff e similares.

Observe que os decanto-digestores, de câmara única, de câmaras em série e de câmaras sobrepostas, são funcionalmente muito diferentes. Nos de câmara única, todos os fenômenos ocorrem em um único ambiente. Nos de câmaras em série, embora ocorra decantação e digestão nas duas câmaras, a primeira favorece a digestão e a segunda favorece a decantação, seqüencialmente. Nos de câmaras sobrepostas, a câmara superior, que é a primeira e também a última em relação ao fluxo, favorece apenas a decantação e a câmara inferior funciona como digestor e acumulador de resíduos.

Dentre os modelos de decanto-digestores, os de câmaras em série propiciam melhor eficiência que os de câmara única, com as mesmas facilidades de construção e operação. Em relação aos de câmaras sobrepostas, além da maior simplicidade construtiva, apresentam a vantagem de propiciar menor profundidade. Os reatores de menor altura são vantajosos pelo fato de o custo de escavação aumentar muito com a profundidade.

Oliveira (1983) sugere, muito bem fundamentado, que “um tanque séptico deverá ser considerado como um conjunto de no mínimo duas câmaras anaeróbias, sendo que à primeira delas cabe a função de agir como reator biológico de grande atividade, oferecendo elevada eficiência de remoção de material orgânico. À câmara seguinte cabe, então, a função de melhorar a qualidade do efluente da primeira, principalmente no que diz respeito à remoção de coliformes fecais e de sólidos em suspensão”.

5.3 Aplicabilidade e Vantagens

Embora tenham sido mais aplicados para pequenas vazões, os decanto-digestores servem, também, para tratar vazões médias e grandes, principalmente quando construídos em módulos.

Em muitas situações, os decanto-digestores são suficientes para resolver os problemas de tratamento dos esgotos. Quando não, são recomendáveis para anteceder reatores mais eficientes. O fato de continuar a ser utilizado há mais de cem anos e de ser a unidade de tratamento de esgotos mais utilizada, ainda hoje, revela a aplicabilidade generalizada do decanto-digestor.

É uma tecnologia simples, compacta e de baixo custo. Como outros processos anaeróbios, não apresenta alta eficiência, principalmente na remoção de patogênicos,

mas produz um efluente razoável, que pode mais facilmente ser encaminhado a um pós-tratamento ou ao destino final.

Podem anteceder variados tipos de unidades de tratamento de esgotos e são muito vantajosos quando associados aos que removem matéria orgânica dissolvida. Removem a maior parte da matéria orgânica e dos sólidos suspensos, com produção de lodo relativamente baixa, reduzindo o custo total do sistema de tratamento quando são associados a unidades mais sofisticadas ou que necessitam de grandes áreas para implantação.

O lodo, removido em longos períodos de tempo, é estabilizado e facilmente pode ser condicionado para o destino final (veja o Capítulo 11).

A nova norma da ABNT sobre tratamento e disposição final dos efluentes líquidos de tanques sépticos (NBR 13969) oferece, com detalhes, seis alternativas para tratamento complementar: filtro anaeróbio; filtro aeróbio submerso; filtro de areia; vala de filtração; lodo ativado por batelada; e cloração. Também oferece seis alternativas para disposição final: vala de infiltração; canteiro de infiltração e evapotranspiração; sumidouro; águas superficiais; galerias de águas pluviais; e reuso local (para diversas finalidades). Todas as alternativas podem ser combinadas.

Na prática, as alternativas aplicadas para pós-tratamento e destino final dos efluentes de decanto-digestores são muitas, destacando-se o filtro anaeróbio para pós-tratamento e a disposição no solo como destino final.

Além dos inúmeros pequenos sistemas locais, que atendem a residências ou conjunto de prédios, quase sempre com infiltração dos efluentes no solo, tem-se, no Brasil, já um bom número de decanto-digestores de grande porte. Há várias aplicações de grandes decanto-digestores antecedendo pequenas lagoas de estabilização, substituindo as lagoas anaeróbias, para evitar maus odores. Alguns sistemas que associam tanque séptico e filtros anaeróbios já são utilizados para o atendimento de até duas mil pessoas. Também é crescente a utilização de grandes decanto-digestores com aproveitamento dos efluentes para irrigação ou produção de gramíneas forrageiras em tabuleiros inclinados (disposição controlada no solo em escoamento superficial).

Os reatores anaeróbios podem ser distinguidos funcionalmente em dois grandes grupos: reatores nos quais não ocorre fluxo de esgotos nas zonas de acumulação de lodos (como os decanto-digestores e as lagoas anaeróbias); e reatores com fluxo através do lodo ativo, disperso na massa líquida em flocos ou grânulos ou formando um leito filtrante com sustentação hidráulica (como, por exemplo, nos reatores de manto de lodo, UASB e similares), ou aderido a um material suporte (como nos filtros biológicos, por exemplo). Veja outros detalhes no Capítulo 3.

Em relação aos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo, o decanto-digestor apresenta as vantagens de ser mais resistente às variações e flutuações quantitativas e qualitativas do afluente, ser menos sensível e menos dependente de pré-tratamento. Portanto, no que se refere à desvantagem, comparativamente àqueles reatores com fluxo através do lodo, quanto à eficiência na remoção da parcela dissolvida dos esgotos, apresenta vantagens operacionais devido à sua maior resistência às perturbações funcionais.

Sólidos inertes, acumulados nos reatores, geralmente trazem grandes prejuízos funcionais. Nos decanto-digestores, o material inerte não tem maiores interferências no processo e é removido, periodicamente, sem grandes prejuízos para o sistema.

O fluxo através do lodo ativo torna os reatores muito sensíveis às variações qualitativas e quantitativas do afluente e as perturbações funcionais têm efeito mais prolongado (menor capacidade de restabelecer o equilíbrio dinâmico aparente) que nos reatores onde o lodo é separado da fase líquida, nos quais as variações de vazão prejudicam a sedimentação apenas momentaneamente e eventuais cargas tóxicas ou contaminantes pouco afetam a biomassa decantada.

Quanto ao aporte de substâncias tóxicas, a abordagem converge principalmente para os antibióticos (biocidas) e produtos de limpeza como detergentes e desinfetantes. É óbvio que essas substâncias não favorecem de forma alguma a biodigestão. Porém, para os decanto-digestores, essa possível perturbação é temporária, pois, considerando que esses produtos são em geral solúveis, praticamente não atingirão nem o lodo flutuante nem o sedimentado. Dessa forma descarta-se a possibilidade de uma esterilização da cultura e o conseqüente bloqueio da atividade biológica por letalidade.

Vale ainda salientar que a presença de substâncias tóxicas não é contínua e, portanto, a renovação do meio líquido rico em matéria orgânica irá sem dúvida permitir a retomada do crescimento pleno da biomassa.

Em grandes sistemas de esgotos, com maiores percursos na rede de coleta, os esgotos chegam às estações de tratamento com parte dos sólidos orgânicos já hidrolizados e a parcela dissolvida relativamente maior, o que constitui uma vantagem funcional para a aplicação de reatores com fluxo através do lodo. Os esgotos “jovens”, por outro lado, contêm relativamente maior parcela de sólidos sedimentáveis e flotantes, que são mais apropriadamente removidos (e digeridos) em decanto-digestores.

Contudo, observa-se que, para sistemas muito grandes, as vantagens do decanto-digestor diminuem e as desvantagens aumentam, em comparação com outros reatores anaeróbios.

Quanto maior o sistema, relativamente menores as variações de vazões, mais diluídas as eventuais cargas tóxicas, maior a parcela dissolvida dos esgotos que chegam à ETE e menor o custo *per capita* dos reatores com menor tempo de retenção hidráulica.

Na verdade, as grandes vantagens dos decanto-digestores, em comparação com outros reatores anaeróbios e de resto com todas as opções de tratamento de esgotos, estão na construção muito simples, na operação, extremamente simples e eventual, e nos custos. Para vazões pequenas e médias, os custos e a simplicidade construtiva e operacional dos decanto-digestores são comparáveis apenas aos das lagoas de estabilização.

A extrema simplicidade da operação, eventualmente, pode ser fator decisivo na escolha do decanto-digestor para aplicação no tratamento de esgotos em locais onde não se pode assegurar uma operação competente, atenciosa e constante.

As maiores perspectivas de desenvolvimento tecnológico residem nos decanto-digestores de câmaras em série, nos quais ainda se deve procurar a melhor relação entre os volumes das câmaras e otimizar a mistura na primeira câmara e a decantação na segunda ou nas seguintes.

Esse modelo é especialmente adequado para climas quentes, com maior proveito da atividade biológica da primeira câmara.

A eficiência dos decanto-digestores depende de vários fatores, principalmente: carga orgânica volumétrica, carga hidráulica, geometria, compartimentos e arranjo das câmaras, dispositivos de entrada e saída, temperatura e condições de operação. Portanto, a eficiência varia bastante em função da competência de projeto. Normalmente, situa-se entre 40% e 70% na remoção da DBO ou DQO e 50% a 80% na remoção dos sólidos suspensos. Logicamente, os reatores mais bem projetados e operados apresentam resultados melhores.

Os dispositivos de entrada e saída (tês, septos, chicanas ou cortinas) são mais importantes para a eficiência do decanto-digestor do que geralmente se imagina. O de entrada diminui a área relativa de turbulência, favorecendo a decantação, e o de saída permite a tomada do efluente no nível em que o líquido é mais clarificado, além de reter a espuma.

Oliveira (1983) estudou um sistema de tanque séptico com duas câmaras em série, alimentado com esgoto bruto real por um período de 16 meses, e concluiu que a primeira câmara propiciou remoção de cerca de 70% da DBO influente e a segunda câmara elevou a eficiência para 75%.

Quanto a sólidos suspensos, a remoção na primeira câmara foi de 77% e chegou a 90% de remoção na segunda câmara.

O sistema estudado funcionou com fluxo contínuo, de 4,57 m³/dia, e com tempo de detenção variado, entre 0,72 e 1,47 dia, sem levar em conta o espaço ocupado pelo lodo.

Além Sobrinho & Said (1991) encontraram porcentagens de remoção médias da ordem de 66% da DBO, 64% da DQO e 59% dos sólidos suspensos, investigando decanto-digestores em série.

Nunes (1991) apresenta resultados de eficiência de seis tanques Imhoff, em condições normais de operação, nos quais o resultado médio das eficiências médias, na remoção da DBO, para os três melhores foi de 65% e para os seis, 56%.

No Rio Grande do Norte, vem sendo desenvolvido, estudado e aplicado em escala real um modelo de câmaras em série que inclui um pequeno filtro com leito de pedras na saída da segunda câmara, com bons resultados. O filtro de pedras é suportado por vigotas ou nervuras utilizadas em lajes pré-moldadas, espaçadas uma da outra em 5 cm, e comunica-se com a segunda câmara por meio de uma abertura por onde o esgoto flui sobre um fundo inclinado abaixo do filtro, antes de ascender através do leito filtrante de pedras britadas. O fundo inclinado permite o retorno do lodo em excesso ao decanto-digestor (Andrade Neto, 1997). A Figura 5.4 mostra um corte esquemático desse modelo.

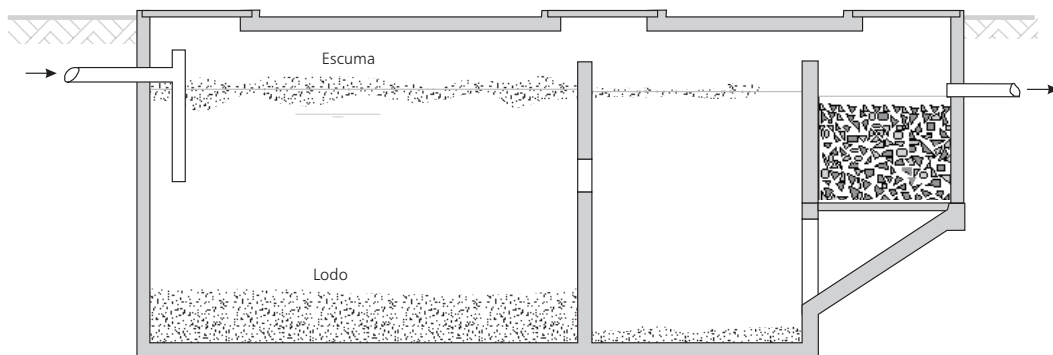


Figura 5.4 Decanto-digestor com filtro acoplado (sistema RN)

Pesquisas realizadas pela equipe da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, no âmbito do PROSAB, em escala real e escala piloto, têm demonstrado que esse modelo propicia eficiência média da ordem de 60% a 70% na remoção de DQO e 55% a 80% na remoção de sólidos suspensos, dependendo da carga afluente, do tempo de detenção e das condições de operação. (Andrade Neto, Guimarães, Pereira & Melo, 1999).

As pesquisas da UFRN comprovaram que a primeira câmara é um reator biológico de alta atividade (até 40% de remoção da DQO solúvel) e que o pequeno filtro é realmente vantajoso, apresentando alta relação custo/benefício.

5.4 Critérios e Parâmetros de Projeto

Os decanto-digestores são dimensionados tendo por base o cálculo de dois volumes distintos, que são: volume destinado à decantação (V_D); e volume destinado à acumulação do lodo (V_L).

Volume Destinado à Decantação

O volume a ser ocupado pelo esgoto, necessário para que haja a decantação dos sólidos, pode ser calculado como:

$$V_D = Q \cdot T$$

em que:

V_D : volume destinado à decantação

Q: contribuição de esgotos (vazão)

T: tempo de detenção na zona de decantação

A vazão de esgotos deve ser medida. Quando não é possível a medição, a vazão deve ser estimada com base em vazões conhecidas de áreas semelhantes ou arbitrandose uma contribuição por pessoa (C) e multiplicando-a pelo número de contribuintes (N), de forma que $Q = C \cdot N$. A NBR 7229/93 apresenta uma tabela com valores de C, referentes a vários tipos de prédios e ocupantes, para ser utilizada na falta de dados locais, na qual recomenda valores entre 100 e 160 l/habitante · dia para ocupação residencial, dependendo do padrão. A determinação ou estimativa da vazão de projeto é de suma importância.

A NBR 7229/93 recomenda tempo de detenção na zona de decantação (T) de um dia para contribuições até 1,5 m³/dia e de 12 horas para vazões maiores que 9 m³/dia. Para vazões médias diárias entre 1,5 e 9 m³/dia, o valor de T varia de acordo com a vazão afluente, de modo que, para cada 1.500 litros a mais de contribuição, o tempo de detenção na zona de decantação diminui duas horas.

A diminuição do valor de T com o aumento da vazão se justifica porque, com o aumento do número de ligações contribuintes, reduz-se a relação entre as vazões máxima e média. Também, com o aumento da vazão de contribuição, tem-se um maior volume do tanque, o que diminui a influência relativa das áreas de turbulência na zona destinada à decantação.

Para decanto-digestores de câmaras sobrepostas, a NBR 7229/82 (a versão da NBR 7229/93 não contempla unidades de câmaras sobrepostas) recomenda o valor de $T = 0,2$ dia ou 4,8 horas, resultante da consideração de um tempo de detenção de 2 horas para a vazão máxima e uma relação entre as vazões máxima e média de 2,4, com validade para uma contribuição de esgotos de no máximo 15.000 l/dia. Para os tanques Imhoff com contribuição acima de 15.000 l/dia, tem sido utilizado tempo de detenção

no compartimento de decantação de 1,5 a 2,0 horas para a vazão máxima afluyente. Recomenda-se ainda uma taxa de escoamento superficial na faixa de 20 a 40 m³/m² · dia, também para a vazão máxima. A câmara de decantação deve ter relação comprimento/largura superior a 2.

Valores de detenção para a zona de decantação bem mais baixos para os decanto-digestores de câmaras sobrepostas se justificam porque, nesses casos, o compartimento de decantação é separado da zona de digestão do lodo e, portanto, não sofre influência da subida das bolhas de gás geradas na digestão do lodo.

Nos decanto-digestores de câmaras em série, a sedimentação na segunda câmara sofre pouca interferência das bolhas de gás da digestão do lodo e, portanto, a sedimentação é muito mais tranqüila. Para tanques sépticos de grande porte com câmaras em série, tem sido usado tempo de detenção de 8 horas (vazão média).

Tempos de detenção mais baixos podem ser utilizados quando se assume uma menor eficiência no decanto-digestor, prevendo pós-tratamento ou destino tolerante.

A eficiência dos decanto-digestores não aumenta na mesma proporção do aumento do tempo de detenção. Para tempo longo, o aumento da eficiência é insignificante. Nos decantadores convencionais, períodos de detenção acima de 2 horas apresentam pequenos acréscimos na remoção de sólidos suspensos e da DBO, devido à sedimentação.

Volume Destinado à Acumulação do Lodo

O volume destinado à acumulação do lodo, por sua vez, é composto por dois volumes distintos, que são: volume destinado à digestão do lodo (V_{DIG}) e volume destinado ao armazenamento do lodo digerido (V_{ARM}).

O volume destinado à digestão do lodo pode ser obtido pela expressão:

$$V_{DIG} = N \cdot L_f \cdot R_{DIG} \cdot T_{DIG}$$

em que:

- N: número de contribuintes ou equivalente
- L_f : contribuição de lodo fresco (l/hab · dia)
- R_{DIG} : coeficiente de redução do volume de lodo por adensamento e destruição de sólidos na zona de digestão
- T_{DIG} : tempo de digestão dos lodos

A produção de lodo fresco (flocos de lodo não digerido), de acordo com a NBR 7229/93, é de $L_f = 1,0$ l/hab · dia para esgoto tipicamente doméstico.

O valor de R_{DIG} recomendado pela NBR 7229/82 é de 0,5. Porém, em clima quente, a redução do volume de lodo parece ser maior. Como o volume para armazenamento do lodo durante a digestão é relativamente pequeno, não se questiona esse valor.

O tempo de digestão dos lodos depende da temperatura, variando de 60 dias, para 15°C, a 25 dias, para 30°C. Tradicionalmente no Brasil, utiliza-se tempo de digestão de lodo de 50 dias, em decanto-digestores.

Em regiões quentes, pode-se utilizar tempos menores (por exemplo, para a média de 25°C, 40 dias com segurança).

O lodo, após digerido, vai se acumulando no fundo do decanto-digestor e, por efeito de adensamento e da redução de sólidos voláteis na digestão, ocupa um volume bem reduzido em relação àquele volume de lodo fresco (L_f) produzido.

O volume destinado ao armazenamento do lodo (V_{ARM}), que depende fundamentalmente do período entre esgotamentos da unidade, pode ser obtido por:

$$V_{ARM} = N \cdot L_f \cdot R_{ARM} \cdot T_{ARM}$$

em que:

N: número de pessoas contribuintes ou equivalente

L_f : contribuição de lodo fresco (l/hab · dia)

R_{ARM} : coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão

T_{ARM} : tempo de armazenamento dos lodos digeridos

O valor de R_{ARM} recomendado pela NBR 7229/82 é de 0,25. Oliveira (1983) chegou a valores bem menores. Em regiões quentes, poderia-se utilizar $R_{ARM} = 0,15$.

O tempo de armazenamento depende do tempo previsto para remoção periódica dos lodos.

Em reatores pequenos, o esgotamento é feito normalmente a cada dois ou três anos, mas nos de grande porte, a remoção do lodo é realizada a cada seis meses ou um ano. Se houver um leito de secagem anexo, o intervalo de tempo entre duas operações de remoção de lodo pode ser bem menor.

O valor de T_{ARM} é o do tempo previsto para a remoção do lodo menos o tempo destinado à digestão.

O volume total destinado ao lodo será, portanto:

$$V_L = V_{DIG} + V_{ARM}$$

$$V_L = N \cdot L_f \cdot (R_{DIG} \cdot T_{DIG} + R_{ARM} \cdot T_{ARM})$$

Ou $V_L = N \cdot L_f \cdot K$, conforme proposto na NBR 7229/93, em que K varia em função do intervalo entre remoções de lodo do decanto-digestor e da temperatura. O valor de K é apresentado na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 Taxa de acumulação total de lodo (K) em dias, por intervalo entre limpezas e temperatura do mês mais frio (ABNT – NBR 7229/93).

Intervalo entre limpezas (ano)	Valores de K por faixa de temperatura ambiente (t em °C)		
	t ≤ 10	10 ≤ t ≤ 20	t ≥ 20
1	94	65	57
2	134	105	97
3	174	145	137
4	214	185	177
5	254	225	217

Estudos realizados por Philip et al. (1994) indicam que a taxa de acumulação de lodo decresce ao longo do tempo. Após um mês de funcionamento foi verificada uma taxa de 2 l/hab · dia; a partir de seis meses 0,35 l/hab · dia, atingindo 0,22 l/hab · dia depois de um ano.

Para tanques Imhoff com leito de secagem anexo, que têm descarte de lodo digerido em intervalos de 30 a 60 dias, a prática usual é utilizar $V_L = 50$ litros por habitante.

Volume Útil Total do Decanto-Digestor

Para decanto-digestores de câmara única ou de câmaras em série:

$$V = V_D + V_L$$

Ou, de acordo com a NBR 7229/93:

$$V = 1.000 + N(C \cdot T + K \cdot L_f)$$

O valor fixo de 1.000 litros introduzido nessa fórmula, somado aos volumes previamente considerados, é decorrente de pesquisa feita nas Normas estrangeiras, que indicou que, quanto menor a vazão, maior deve ser o volume relativo do tanque séptico. Esse valor fixo representa um aumento significativo no volume do tanque para pequenas vazões, porém é muito pouco significativo quando se trata de vazões maiores.

Para decanto-digestores de câmaras sobrepostas, o volume útil total é dado pela soma dos volumes destinados à decantação, à digestão e ao armazenamento do lodo, além do volume compreendido entre o fundo da câmara de decantação e a superfície da zona destinada à digestão do lodo, com altura de cerca de 30 cm (para os tanques Imhoff essa altura é de cerca de 50 cm) e do volume compreendido entre as paredes da câmara de sedimentação e as paredes do próprio decanto-digestor, que tem a sua parte superior ocupada pela espuma.

Dimensões

Quanto a formas e dimensões, o fundamental é evitar curto-circuito hidráulico e cantos mortos.

As Normas da ABNT recomendam as seguintes relações de forma e limites de dimensões:

- Relação comprimento/largura: mínima de 2 e máxima de 4.
- Largura interna: mínima de 0,80 m; diâmetro interno: mínimo de 1,10 m.
- Profundidade útil: de 1,20 a 2,20 m, para até 6 m³; de 1,5 a 2,5 m, para volumes de 6 a 10 m³; e de 1,80 a 2,80 m, para mais de 10 m³.

As recomendações para altura foram introduzidas na revisão de 1993, mas as outras são praticadas desde a NB-41. Na falta de melhores estudos são acatadas usualmente.

Os reatores que forem projetados com maiores áreas de base, certamente deverão apresentar melhor desempenho, pois essa configuração permite uma maior superfície de contato entre a biomassa decantada e a fase líquida, favorecendo os mecanismos de transferência de lodo ativo para a fase líquida e também facilitando que os ácidos graxos voláteis gerados no lodo passem para a fase líquida, acelerando a digestão do lodo. Favorece também a hidrólise por meio da qual a matéria orgânica particulada é solubilizada.

Contudo, a altura não pode ser muito pequena, por motivos hidráulicos.

Outras Recomendações para o Projeto

A geratriz inferior do tubo de entrada dos esgotos no decanto-digestor deve estar no mínimo 5 cm acima da superfície do líquido, para evitar afogamento da tubulação afluente.

Os dispositivos de entrada e saída (tês, septos, chicanas ou cortinas), de fundamental importância, devem ter submersão em torno de 1/3 da altura útil do decanto-digestor e maior ou igual a 40 cm.

A parte emersa deve ter 15 cm ou mais. A Figura 5.5 mostra detalhes dos dispositivos de entrada e saída, em duas opções: tê sanitário com prolongamento, de PVC e cortina (chicana) em concreto armado.

Para decanto-digestores grandes, é recomendável dividir a vazão e projetar mais de um ponto de entrada, com uma tubulação afluente para cada 1,5 m de largura do reator. Também na saída é conveniente utilizar uma tubulação efluente para, no máximo, 1,5 m de largura do reator.

Os dispositivos de entrada e saída devem propiciar o escapamento dos gases gerados no reator. Quando necessário, devem ser previstos, no projeto, tubos para ventilação.

Nos decanto-digestores de câmaras em série, a primeira câmara deve conter aproximadamente $2/3$ do volume total e ter comprimento equivalente a duas vezes o da segunda câmara.

A intercomunicação entre as câmaras, por meio de fendas ou janelas na parede divisória, deve ter área de 5% a 10% da área útil transversal do decanto-digestor e situar-se a $1/3$ da profundidade útil a partir da superfície. A fenda não deve ter altura maior que 15 cm. A Figura 5.6 mostra um corte transversal em um tanque de câmaras em série, com detalhes da parede divisória e da intercomunicação entre as câmaras.

Nos decanto-digestores de câmaras sobrepostas, a inclinação das abas inferiores da câmara de decantação deve ser de 1,2:1. A abertura inferior da câmara de decantação (saída do lodo) deve ter espaço em torno de 10 cm.

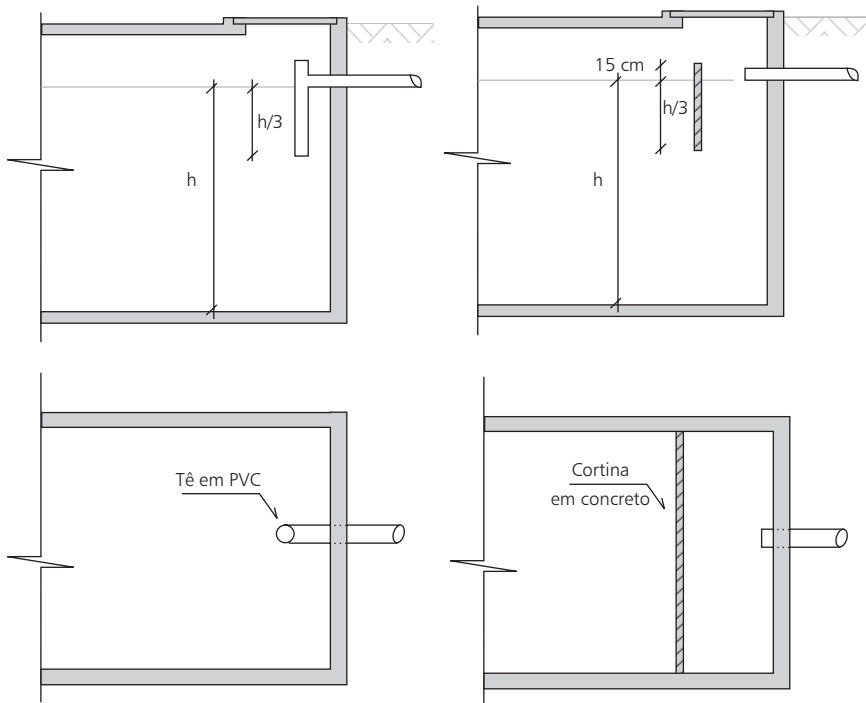


Figura 5.5 Detalhes dos dispositivos de entrada e saída.

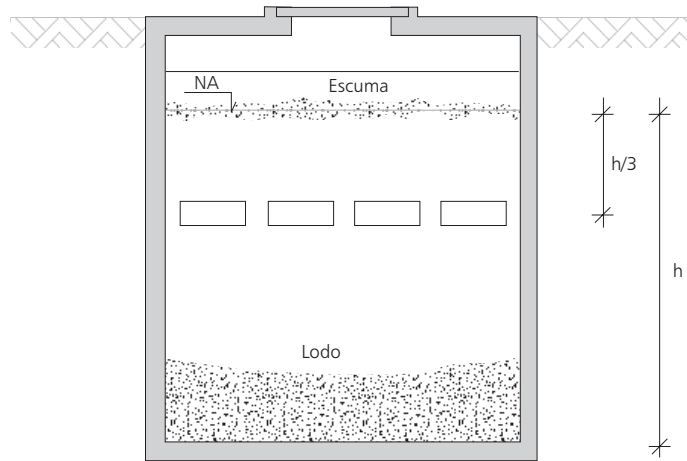


Figura 5.6 Parede divisória dos modelos com câmaras em série.

Quando o decanto-digestor for projetado com dispositivos para descarga de lodo por pressão hidrostática, o fundo do reator deve ter inclinação de 45° , sobretudo nos de grande porte. Quando a remoção periódica do lodo for prevista por sucção (carro limpa-fossa, bombas ou sifonamento), o fundo do reator pode ser plano, mesmo nos de grande porte, desde que as aberturas de inspeção permitam a introdução do mangote nos vários compartimentos do reator, atingindo o fundo de forma que o raio máximo de abrangência horizontal de cada ponto de sucção seja 1,5 m, para efeito de limpeza.

Cynamon (1986) desenvolveu a idéia de utilizar um leito de secagem profundo ao lado do tanque séptico, com parede comum, que permite a drenagem do lodo em operação muito simples. Um tubo que sai do fundo do tanque é ligado a uma curva vertical no interior do leito de secagem, na qual é acoplado um prolongamento da tubulação, verticalmente. Retirando o tubo vertical acoplado à curva, ocorre a descarga do lodo por pressão hidrostática, após o que se repõe o tubo e está concluída a operação. Essa idéia deveria ter utilização mais freqüente para reatores de pequeno volume.

As aberturas de inspeção devem ser em número suficiente para propiciar a fácil remoção do lodo e a inspeção, e eventual desobstrução dos dispositivos de entrada e saída. Todo reator deve ter pelo menos uma das aberturas de inspeção com dimensão mínima de 60 cm; nos de câmaras em série, no mínimo uma por câmara. As aberturas de inspeção devem ficar no nível do terreno ou acima, sem obstrução permanente, de forma a serem visíveis ou facilmente identificáveis e de fácil acesso.

O decanto-digestor deve conter, em lugar visível, informações sobre a data de construção, seu volume útil e a freqüência de remoção do lodo, em meses, recomendada em função da população de projeto ou número de contribuintes.

Especificações técnicas construtivas e recomendações para a operação devem constar na memória do projeto.

Impreterivelmente, deve ser prevista, no projeto, a disposição adequada do lodo a ser removido, definindo claramente o seu processamento e destino final (veja o Capítulo 11).

Exemplo de Dimensionamento

População de projeto, $N = 200$ habitantes.

Contribuição, $C = 120$ l/hab · dia

$$Q = N \cdot C = 24 \text{ m}^3/\text{dia}$$

Modelo: prismático retangular (paralelepipedal) com câmaras em série.

Volume para decantação:

$$V_D = Q \cdot T$$

Adotando $T = 8$ horas = 0,33 dia:

$$V_D = 8 \text{ m}^3$$

Volume para acumulação de lodo:

$$V_L = N \cdot L_f \cdot (R_{\text{DIG}} \cdot T_{\text{DIG}} + R_{\text{ARM}} \cdot T_{\text{ARM}})$$

adotando:

contribuição de lodo fresco $L_f = 1$ l/hab · dia

redução do lodo por adensamento $R_{\text{DIG}} = 0,5$

tempo de digestão do lodo $T_{\text{DIG}} = 45$ dias

redução do lodo na digestão $R_{\text{ARM}} = 0,15$

tempo de esgotamento, seis meses, $T_{\text{ARM}} = 135$ dias:

$$V_L = 200 (22,5 + 20,25) = 8.550 \text{ litros}$$

$$V_L = 8,5 \text{ m}^3$$

Volume útil total do decanto-digestor:

$$V = V_D + V_L$$

$$V = 16,5 \text{ m}^3$$

Ou, segundo a NBR 7229/93:

$$V = 1.000 + N(C \cdot T + K \cdot L_f)$$

Interpolando a taxa de acumulação de lodo para $t \geq 20^\circ\text{C}$

$$K = 37$$

$$V = 1.000 + 200 (40 + 37) = 16.400 \text{ litros}$$

$$V = 16,5 \text{ m}^3$$

Características:

Reator prismático retangular com duas câmaras; relação comprimento/largura igual a 3.

$$L = 3B$$

$$\text{Área da base } A = L \cdot B = 3B^2 = L^2/3$$

$$L = (3A)^{1/2}$$

Adotando profundidade útil $h = 1,8 \text{ m}$:

$$\text{Área da base } A = V/h = 16,5/1,8 = 9,17 \text{ m}^2$$

$$L = (27,5)^{1/2} = 5,24 \text{ m} \quad (L_1 = 3,5 \text{ m}, L_2 = 1,75 \text{ m})$$

$$B = 1,75 \text{ m}$$

Dimensões: comprimento da primeira câmara $L_1 = 3,5 \text{ m}$; comprimento da segunda câmara $L_2 = 1,75 \text{ m}$; largura $B = 1,75 \text{ m}$; altura útil $h = 1,80 \text{ m}$.

Comentários

Para uma população de 20 habitantes, o volume necessário seria $1,65 \text{ m}^3$, e, para 2.000 habitantes, o volume necessário seria 165 m^3 ; mas, utilizando a fórmula da NBR 7229/93, o volume para 20 habitantes seria $2,54 \text{ m}^3$, e, para 2.000 habitantes, 155 m^3 .

Para a população de 2.000 habitantes ($V = 165 \text{ m}^3$) seria mais conveniente projetar dois decanto-digestores paralelos conjugados (parede comum), cada um com duas câmaras em série, com, por exemplo, $h = 2,5 \text{ m}$, $B = 3,3 \text{ m}$ e $L = 10,0 \text{ m}$ ($L_1 = 6,7 \text{ m}$ e $L_2 = 3,3 \text{ m}$).

5.5 Aspectos Construtivos

A construção ou implantação de decanto-digestores é extremamente simples e não requer detalhes especiais. Exige apenas que o construtor execute o projeto com fidelidade, obedecendo às especificações técnicas, que normalmente seguem procedimentos usuais da construção civil.

Merecem atenção todos os esforços aos quais a estrutura será submetida, inclusive cargas sobre a cobertura e possível empuxo de fundo devido à elevação sazonal do lençol d'água. Quando necessário, será exigido que os cálculos estruturais constem do projeto.

As unidades podem ser pré-fabricadas ou construídas no local. Os materiais devem ser resistentes à agressividade química dos esgotos.

O mais comum é a construção em alvenaria de tijolos. Nesse caso, deve ser dada preferência a tijolos cerâmicos maciços (elementos não vazados) com bom cozimento. A alvenaria deve ser revestida de modo a assegurar estanqueidade. Ao término da construção devem ser realizados testes de estanqueidade.

Deve ser providenciada inscrição visível e indelével (de preferência na tampa de inspeção) da data de construção, volume útil e tempo de esgotamento.

5.6 Aspectos Operacionais

A operação de um decanto-digestor, além de muito simples, é eventual. Consiste basicamente na remoção do lodo na frequência prevista no projeto (tempo de esgotamento), geralmente períodos de meses ou anos. O tempo de esgotamento previsto no projeto pode ser corrigido, se um desejável monitoramento (análise de DQO e sólidos suspensos, no mínimo) indicar necessidade de modificação em função da qualidade necessária do efluente.

Antes de qualquer providência, as tampas de inspeção devem ser removidas e mantidas abertas por tempo suficiente para a remoção de gases tóxicos ou explosivos.

O esgotamento do lodo, quando o projeto prevê dispositivo de descarga por pressão hidrostática através de tubulação, consiste na simples manobra de descarga, atentando para que o lodo venha a ser disposto em local conveniente. A parte líquida mais clarificada pode permanecer no reator.

Quando não há dispositivo de descarga do lodo, o mesmo deve ser esgotado mecanicamente (bombeamento, sucção ou sifonamento) e conduzido ao local adequado. Essa operação deve ser realizada em todas as câmaras do reator, atingindo o fundo em vários pontos, de forma que o raio de abrangência de cada ponto de sucção não seja maior que 1,5 m e que cubra toda a superfície do fundo.

O lodo que resta, aderido às paredes e depositado no fundo em pequena quantidade, não deve ser removido, porque esse lodo ativo será importante para o desenvolvimento mais rápido da nova população bacteriana. Em outras palavras, não se deve raspar ou lavar o reator quando se procede o esgotamento.

Antes de esgotar o lodo, pode-se diminuir o volume a ser transportado esgotando parte dos líquidos e lançado-a na tubulação efluente. Para isso, introduz-se o mangote de sucção até um pouco abaixo da metade da altura útil do reator, onde encontra-se o líquido mais clarificado. No caso de o material ficar endurecido por ressecamento, pode-se facilitar sua remoção reidratando-o com agitação simultânea.

O destino do lodo deve ser determinado antes do início da operação de esgotamento e verificado se há algum empecilho temporário.

Após o esgotamento, deve-se proceder a limpeza do local. A data para nova operação e o volume a ser esgotado deverão ser registrados. Um sistema de registro de datas, volumes e frequências deverá ser o suporte para a boa programação da operação.

Essa operação, embora muito simples, não pode ser negligente ou descuidada, sobretudo quanto à data de esgotamento. Se no tempo adequado o lodo não for removido, o espaço destinado à decantação será ocupado por sólidos e o reator não terá qualquer função eficaz no tratamento dos esgotos.

Referências Bibliográficas

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1963). NB 41 – *Norma para Construção e Instalação de Fossas Sépticas*. 18p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1982). NBR 7229 – *Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais*. 37p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). NBR 7229 – *Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos*. 15p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). NBR 13969 – *Tanques Sépticos – Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos – Projeto, Construção e Operação*. 60p.
- ALÉM SOBRINHO, P. (1991). O Emprego de Decanto-Digestor e Filtros Anaeróbios. In: SEMINÁRIO SOBRE SANEAMENTO DE BAIXO CUSTO. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, out. *Anais*. p.115-130.
- ALÉM SOBRINHO, P.; SAID, M.A. (1991). Decanto-digestor/Filtro Anaeróbio – Experiências de Campo – Proposições para Alterações do Método de Dimensionamento do Filtro Anaeróbio Proposto pela NBR 7229 – ABNT. In: 16º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. v.2, Tomo I, set. *Anais*. p.202-224.
- ANDRADE NETO, C.O. (1997). *Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários: Experiência Brasileira*. Rio de Janeiro, ABES, 301p.
- ANDRADE NETO, C.O.; GUIMARÃES, P.; PEREIRA, M.G.; MELO, H.N.S. (1999). Decanto-Digestor Seguido de Filtros Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Descendente Afogados. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho técnico I-033, Rio de Janeiro, ABES, 10p.
- AZEVEDO NETTO, J.M. (1985). Tanques Sépticos: conhecimentos atuais. *Revista Engenharia Sanitária*, v.24:2, abr.-jun., p.222-229.

- BATALHA, B.H.L. (1992). *Fossa Séptica*. Série Manuais, CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1989, 2.ed., 20p.
- CYNAMON, S.E. (1986). *Sistema Não Convencional de Esgoto Sanitário a Custo Reduzido, para Pequenas Coletividades e Áreas Periféricas*. MS, FIOCRUZ, 1986. 2.ed., 52p. (Edição reformulada da primeira edição editada em *Cadernos da Saúde Pública*. Ano I – Série Pesquisa n. 1-1980, Publicação da Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ.)
- KAMIYAMA, H. (1993). A Revisão da NBR 7229/82 e as Suas Principais Mudanças. In: 17º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. v.2, Tomo I, set. *Anais*. p.840-846.
- KAMIYAMA, H. (1996). Sistema Local de Tratamento de Esgotos (SLT) – A Alternativa Paralela ao Sistema de Saneamento Convencional. XXV CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, AIDIS. Tomo I, v.2, nov. *Anais*. p.899-902.
- NUNES, C.W. (1996). Desempenho dos Sistemas de Tratamento de Esgotos na Superintendência Regional Nordeste. *Revista SANARE (SANEPAR)*, v.5, n.5, jan-jun., p.9-12.
- OLIVEIRA, R. (1983). *Contribuição ao Estudo de Tanques Sépticos*. Campina Grande, 237p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Paraíba.
- PHILIP, H.; RAMBAULD, A.; MAUNOIR, S. (1994). *Fonctionnement et Performance des Fosses Septiques Toutes Eaux*. Tribune et Sciences Municipales – TSM, n.11, Bruxelas, Bélgica.

Capítulo 6

Filtros Anaeróbios

*Cícero Onofre de Andrade Neto, José Roberto Campos, Pedro Além Sobrinho,
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo e Edson Abdul Nour*

6.1 Introdução

Os filtros anaeróbios mais comuns consistem em um tanque cheio de pedras britadas ou outro material inerte que serve de suporte para aderência e desenvolvimento de microrganismos, constituindo um leito com elevado grau de vazios. Podem ter fluxo ascendente, horizontal ou descendente. Nos filtros de fluxo ascendente, o líquido penetra pela base, distribuído por um fundo falso ou tubos perfurados, flui através do material de enchimento e é descarregado pelo topo, coletado em canaletas ou tubos perfurados. Nos de fluxo descendente, o caminho é inverso e o leito pode ser submerso (afogado) ou não.

Na superfície de cada peça do material de enchimento ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme e, nos filtros afogados, principalmente nos de fluxo ascendente, também agrupam-se microrganismos na forma de flocos ou grânulos nos interstícios do material de enchimento. O esgoto percola nos interstícios do leito filtrante, em contato com o lodo ativo retido.

São, portanto, reatores biológicos com fluxo através do lodo anaeróbio ativo, com a biomassa aderida e retida em um leito fixo.

O principal objetivo dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo é propiciar maior tempo de retenção celular, para obter contato longo entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado. Exploram a imobilização e retenção de bactérias, na forma de biofilme, flocos ou grânulos, em maior tempo possível e nas maiores concentrações admissíveis, mesmo para tempos de retenção hidráulica curtos. O fluxo dos esgotos por meio desse lodo ativo, retido, propicia maior eficiência na remoção do material dissolvido que nos reatores nos quais o material não sedimentável sofre pouca ou nenhuma ação metabólica da massa bacteriana.

Entre os reatores com fluxo através do lodo ativo, os com biomassa aderida a um leito fixo são, logicamente, menos susceptíveis à perda de sólidos biológicos e, além disso,

são mais estáveis e menos dependentes das variações do afluente. No entanto, o material de enchimento ocupa boa parte do volume do reator e acarreta considerável custo adicional.

Os reatores de biomassa fixa terão cada vez mais aplicabilidade para tratamento de águas residuárias que apresentam concentrações relativamente baixas de substrato, ao mesmo tempo em que também se prestam para o tratamento de afluentes com concentrações elevadas.

Os filtros anaeróbios são estudados como processo de tratamento de esgotos pelo menos desde a década de 1950, mas o crescimento pelo interesse pela sua aplicação deve-se, principalmente, à publicação de Young & MacCarty (1969) que, elaborada com base em dados de pesquisa realizada a partir de 1963 em um reator piloto alimentado com despejo líquido sintético, verificou eficiência na remoção de DBO superior a 80% para tempo de detenção hidráulica inferior a 24 horas. Deve ser lembrado, contudo, que, historicamente, essa publicação foi precedida por trabalhos de Coulter, Soneda & Ettinger (1957), Winnenberger & Saad (1961) e Stander (1963), que despertaram menor interesse na época (Campos & Dias, 1989).

No Brasil, o filtro anaeróbio começou a ser aplicado na década de 1970, apresentando bons resultados no tratamento de despejos de indústrias. Para tratamento de esgotos sanitários, tornou-se mais popular a partir de 1982, quando a ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) incorporou diretrizes básicas para projeto e construção de filtros anaeróbios, incentivando o seu uso associado aos tanques sépticos, como unidade de pós-tratamento dos efluentes (NBR 7229/82).

A NBR 7229/82 recomendou um único modelo de filtro biológico, de fluxo ascendente, com fundo falso perfurado, altura do leito filtrante igual a 1,20 m e profundidade do filtro igual a 1,80 m. Esse tipo de filtro tem apresentado vários problemas operacionais, principalmente quando o projeto não prevê a remoção do lodo acumulado na pequena câmara inferior de entrada. Contudo, teve o mérito de difundir a alternativa e provocar sua evolução tecnológica.

Os problemas deveram-se a um somatório de fatores, mas os principais parecem ter sido: deficiências construtivas além das de projeto inadequado; dificuldade de remoção do excesso de lodo dos filtros; e, principalmente, falta de inspeção e operação regular dos sistemas, inclusive o não esgotamento dos tanques sépticos, para limpezas periódicas.

A nova norma da ABNT, sobre pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos (NBR 13969, setembro de 97), também trata apenas de filtros ascendentes, mas os quatro modelos apresentados estão mais bem detalhados e especificados e percebe-se maior preocupação com aspectos operacionais.

Evidentemente, o filtro anaeróbio não se presta apenas para pós-tratamento de tanque séptico, mas essa combinação compõe uma associação de reatores muito boa e que certamente propiciará arranjos ainda mais vantajosos. Essa associação em série de um reator resistente às variações quantitativas e qualitativas do afluente (toque séptico) e eficiente na remoção de sólidos sedimentáveis, com um reator eficiente também sobre a parcela dissolvida da matéria orgânica (filtro anaeróbio), pode trazer bons resultados.

Os filtros anaeróbios podem ser utilizados como única e direta forma de tratamento de esgotos, contudo são mais apropriados para o tratamento de águas residuárias com contaminantes predominantemente dissolvidos, que propiciam menor risco de entupimento dos interstícios do meio suporte. Em algumas indústrias (laticínios, refrigerantes etc.) têm sido utilizados como principal unidade de tratamento dos efluentes, mas para esgotos sanitários têm sido mais aplicados como pós-tratamento.

O custo ainda é relativamente alto para grandes reatores, principalmente devido ao material de enchimento, o que limita sua aplicação a vazões mais elevadas.

É uma tecnologia ainda em franco desenvolvimento. Seus vários modelos e configurações (existentes e a serem criados) permitem grande liberdade de projeto e flexibilidade construtiva, em muitas opções de forma, sentido de fluxo, detalhes construtivos, materiais-suporte etc.

Apenas os filtros anaeróbios de fluxo ascendente têm sido significativamente aplicados e pesquisados para tratamento de esgotos sanitários. Sobre os filtros de fluxo descendente, apenas tem-se realizado estudos e pesquisas em escala piloto.

Mas os filtros anaeróbios podem ser ainda muito mais aperfeiçoados e sua utilização, bem mais ampliada. Surgem informações de pesquisas e novos arranjos e modelos (alternativas tecnológicas) que vêm sendo experimentados em escala real.

No âmbito do PROSAB, três projetos de pesquisa em instituições distintas estudam filtros anaeróbios: na Universidade de Campinas (UNICAMP) estão sendo pesquisados filtros de fluxo ascendente, alimentados com esgoto real e com enchimento de gomos de bambu; a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), desenvolveu pesquisas em um filtro anaeróbio piloto alimentado com o efluente de um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando escórias de alto forno de siderúrgicas como material suporte; na Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), estão sendo estudados, comparativamente, filtros anaeróbios de fluxo descendente com o leito submerso (afogados) e com vários materiais de enchimento, alimentados com efluentes de tanque séptico e de reator anaeróbio de manta de lodo.

6.2 Descrição e Caracterização

Funcionalmente, o filtro anaeróbio é um conjunto de partes imóveis (fixas) de material inerte coberto de microrganismos e com espaços vazios que podem ser parcialmente ocupados por lodo ativo, na forma de flocos e grânulos, por meio do qual percola esgoto em fluxo ascendente, descendente ou horizontal.

A retenção de sólidos de pequenas dimensões até partículas muito finas e coloidais, por contato com o material suporte recoberto de biofilme e por sedimentação forçada nos interstícios, a ação metabólica dos microrganismos do biofilme e do lodo retido nos interstícios, sobre a matéria dissolvida, constituem os principais fenômenos que agem na depuração dos esgotos.

O material suporte pode ser de vários tipos. O mais usual é pedra britada, mas podem ser utilizados outros materiais, como: anéis de plástico, elementos cerâmicos, módulos de plástico tubulares e com fluxo cruzado, elementos de madeira, bambu, cilindros de plástico perfurados, esferas perfuradas etc. Evidentemente, deve-se procurar materiais convenientes quanto à eficiência, disponibilidade e custo.

Nos filtros de fluxo ascendente ou horizontal, o leito é necessariamente submerso (afogado). Os de fluxo descendente podem trabalhar afogados ou não.

Os filtros afogados e não afogados apresentam diferenças funcionais marcantes. Nos de fluxo ascendente, o lodo retido nos interstícios flocula e até granula, em sustentação hidráulica, e tem papel muito importante na remoção da parcela dissolvida da matéria orgânica dos esgotos.

Nos de fluxo horizontal ou descendente afogado, o lodo retido nos interstícios, que funcionam como se fossem inúmeros diminutos decantadores, embora não tenha sustentação hidráulica, também pode flocular e granular, sendo bastante ativo na biodegradação da matéria solúvel.

Em conseqüência, nos filtros afogados, o biofilme em certos casos pode não desempenhar papel tão preponderante e a superfície específica do meio suporte pode passar a não ser tão importante. Nos filtros de fluxo descendente não afogados, os microrganismos ativos na biodegradação estão reunidos principalmente no biofilme aderido ao material suporte e, em conseqüência, a superfície específica do suporte é muito importante.

Os filtros anaeróbios podem ter várias formas, configurações e dimensões, desde que se obtenha fluxo bem distribuído por meio do leito filtrante (ou percolador) e explore-se convenientemente as dimensões de melhor performance e rendimento funcional, sobretudo quanto a altura do leito.

As dimensões são condicionadas por fatores estruturais, disponibilidade de área e dificuldade de escavação, e, nos de fluxo ascendente, pelo desempenho da altura do leito filtrante.

Geralmente são cobertos, mas podem ser implantados sem cobertura quando não houver preocupação com maus odores. A cobertura é conveniente por motivos estéticos e de controle de odores, mas acarreta dificuldades estruturais para reatores grandes e tem custo elevado.

Nos reatores descobertos, o leito filtrante deve ser submerso, propiciando uma lâmina de líquido na superfície, na qual geralmente prolifera grande quantidade de algas, cuja produção de oxigênio pode evitar odores fortes.

Os detalhes construtivos dos dispositivos de entrada e saída dos esgotos são determinados principalmente pelo sentido de fluxo no reator. Nos reatores de fluxo ascendente, os esgotos são distribuídos na base por meio de tubos perfurados ou abaixo de um fundo falso vazado (ou perfurado) que sustenta o leito e são coletados no topo por meio de canaletas ou tubos perfurados afogados. Nos de fluxo descendente, os dispositivos são semelhantes, com caminho inverso. É óbvio que nem todos os modelos podem ser aplicados nos dois sentidos de fluxo.

As Figuras 6.1, 6.2 e 6.3 apresentam modelos de filtros anaeróbios nos quais se podem ver dispositivos de entrada e saída, como exemplo. Observe que no modelo da Figura 6.1, elevando-se a tubulação de saída e fazendo por ali a entrada, invertendo-se o sentido de fluxo, o filtro descendente terá o funcionamento normal de um filtro ascendente.

De forma semelhante, para o modelo da Figura 6.2, pode-se baixar a tubulação de entrada até compensar a inversão de perda de carga e, invertendo o fluxo, transformar o funcionamento com fluxo ascendente para fluxo descendente afogado.

Aumentando-se a altura das câmaras inferiores dos modelos das Figuras 6.2 e 6.3, eles podem ser transformados em reatores mistos, nos quais a câmara de entrada funciona como um reator anaeróbio de manta de lodo.

A nova norma da ABNT (NBR 13969) define que o filtro anaeróbio (“filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente”) “consiste em um reator biológico no qual o esgoto é depurado por meio de microrganismos não aeróbios, dispersos tanto no espaço vazio do reator quanto nas superfícies do meio filtrante”, e apresenta desenhos de quatro modelos: tipo retangular totalmente enchido de brita; tipo circular totalmente enchido de brita; tipo circular com entrada única de esgoto; e tipo circular com múltiplas entradas de esgoto. Contém especificações e detalhes construtivos para todos, prevendo pequenas vazões. Os dois últimos são, na verdade, reatores mistos, com duas câmaras: a inferior sem enchimento, por onde os esgotos entram como se fora em um reator de manto de lodo; e a segunda, sobre um fundo falso, contendo o material de enchimento (brita).

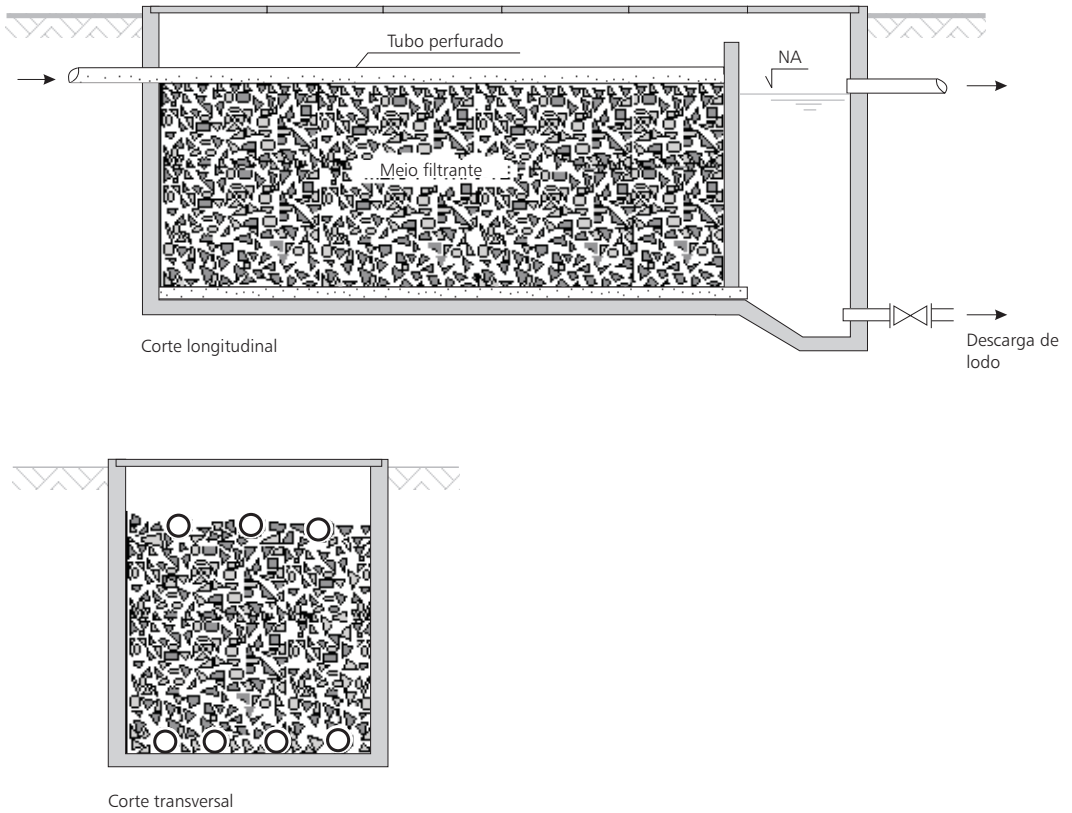


Figura 6.1 Filtro de fluxo descendente afogado, com entrada e saída por tubos perfurados.

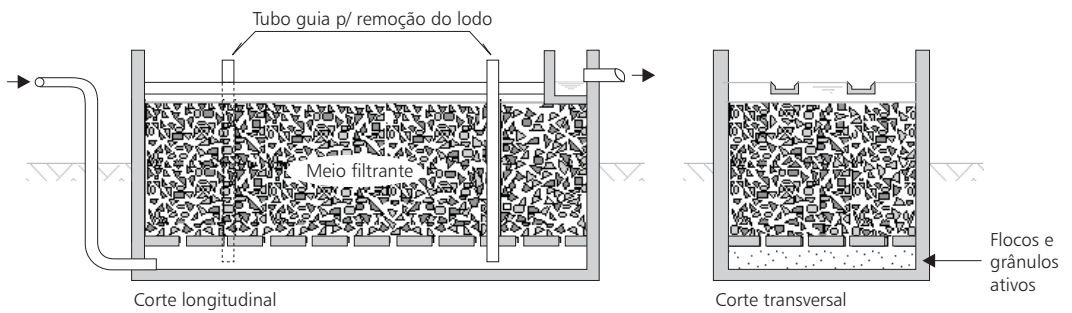


Figura 6.2 Filtro de fluxo ascendente, fundo falso, coleta do efluente em calhas e remoção do lodo em excesso por sucção, por meio de tubos-guia.

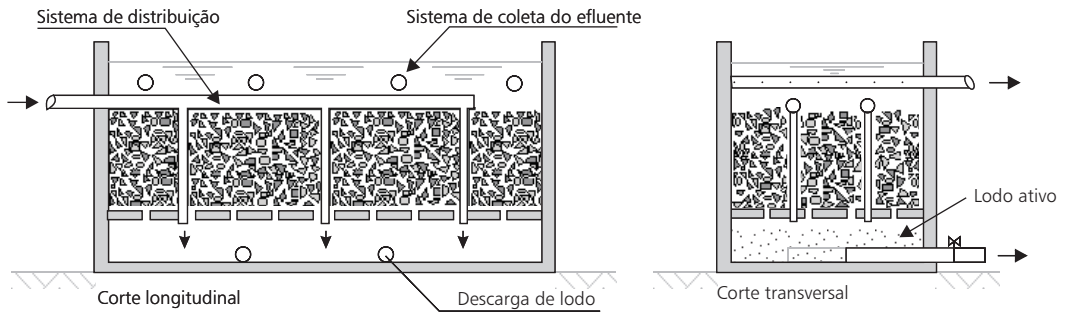


Figura 6.3 Filtro de fluxo ascendente, com entrada distribuída, fundo falso e coleta do efluente em tubos afogados e descarga de fundo do lodo.

6.3 Aplicabilidade e Vantagens

Os filtros anaeróbios tanto podem ser aplicados para tratamento de esgotos concentrados como diluídos. Contudo, são mais indicados para esgotos com contaminantes predominantemente solúveis, porque o risco de entupimento do meio filtrante aumenta com a concentração de sólidos suspensos do afluente.

Portanto, embora possam ser utilizados como unidade principal do tratamento dos esgotos, são mais adequados para pós-tratamento. Prestam-se para pós-tratamento de outras unidades anaeróbias, conferindo elevada segurança operacional e maior estabilidade ao efluente, mas também podem ser aplicados com vantagens para pós-tratamento de outros processos, como, por exemplo, para remoção de algas do efluente de pequenas lagoas de estabilização, devido ao metabolismo anaeróbio, essencialmente catabólico, que produz pouco lodo.

Certamente estarão mais bem associados quando precedidos de um reator que retenha sólidos sedimentáveis, como o decanto-digestor, promovendo depuração complementar pela ação ativa do lodo sobre a parcela dissolvida dos esgotos.

Quando forem empregados para receber esgotos sem tratamento anterior, devem prever tratamento preliminar (peneira etc.) para remoção de sólidos grosseiros.

O sentido do fluxo através do leito acarreta grandes diferenças funcionais para as várias configurações de filtros anaeróbios e, por conseguinte, diferentes indicações de aplicação em função das características do afluente.

Os filtros com fluxo ascendente apresentam a maior retenção de lodo em excesso e os maiores riscos de entupimento dos interstícios mas, devido aos lodos em sustentação hidráulica e ao bom tempo de contato, podem propiciar alta eficiência (geração de muita quantidade de bactérias) e baixa perda dos sólidos que são arrastados no efluente.

São mais indicados para esgotos com baixa concentração de sólidos suspensos, a não ser que se previna contra a colmatação das camadas inferiores do leito.

Os filtros de fluxo descendente com leito afogado apresentam facilidades para remoção do lodo em excesso e menor risco de entupimento no leito, porque parte do lodo em excesso é gradativamente arrastado pelo efluente. Podem receber esgotos com maior concentração de sólidos do que os de fluxo ascendente e, como a eficiência é bem distribuída em todo o leito, com participação tanto do biofilme como de lodo floculento e granulado, com velocidade de fluxo lenta ou rápida, são indicados tanto para altas como baixas cargas orgânicas.

Os filtros de fluxo horizontal têm funcionamento com características intermediárias entre o que ocorre nos de fluxo ascendente e nos de fluxo descendente afogado, com maior dificuldade na distribuição do fluxo e desempenho diferenciado ao longo do leito. Como a concentração de lodo em excesso é mal distribuída no leito, a remoção é mais difícil. Deve ser usado preferencialmente com baixas taxas de carregamento orgânicas.

Os filtros de fluxo descendente com leito não afogado apresentam o menor risco de entupimento dos interstícios, mas, como retêm relativamente baixas concentrações de lodo ativo (essencialmente na forma de biofilme) e propiciam menor tempo de contato, têm, comparativamente, baixa eficiência. Pelas vantagens operacionais, são indicados para esgotos com maior quantidade de sólidos suspensos.

No que pese a análise anterior, quaisquer dos modelos podem ser adaptados a qualquer tipo de esgoto, mediante um projeto adequado. Contudo, na maioria dos casos, pode-se esperar melhores resultados dos reatores com fluxo ascendente ou descendente afogado.

De forma geral, o efluente de um filtro anaeróbio é bastante clarificado e tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida, porém é rico em sais minerais. Presta-se muito bem para a disposição no solo, não somente por infiltração, mas, também, para irrigação (revitalização do solo com fins de produção vegetal). Evidentemente, pode receber tratamento complementar para remoção de nutrientes eutrofizantes por meio de variados processos, quando necessário ou conveniente. Contém ainda grande quantidade de microrganismos patogênicos e, quando necessário, deve sofrer desinfecção, para a qual podem ser aplicados quaisquer dos processos usuais.

Considerando as várias configurações, genericamente, os filtros anaeróbios apresentam as vantagens dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo, inclusive na remoção de parte significativa da matéria orgânica dissolvida, com baixa produção de lodo e sem necessidade de consumir energia, destacando-se, comparativamente, nas seguintes vantagens específicas: resistem bem às variações de vazão afluente e propiciam boa estabilidade ao efluente, com baixa perda dos sólidos

biológicos retidos no leito fixo; não exigem grandes alturas ou escavações profundas; têm construção e operação simples; não necessitam de inóculo para a partida; não há necessidade de recircular efluente ou lodo nem de decantar o efluente; podem ser utilizados para esgotos concentrados ou diluídos; e propiciam enorme liberdade de projeto em termos de configurações e dimensões.

Ainda em comparação com outros reatores anaeróbios, suas principais limitações são: risco de obstrução dos interstícios (entupimento ou colmatagem do leito), o que necessita de atenção na operação, inclusive do pré-tratamento, e projeto adequado; volume relativamente grande, devido ao espaço ocupado pelo material inerte, suporte do biofilme, que lhes limita a aplicação a vazões pequenas e médias; e custo adicional do próprio material suporte.

É uma tecnologia ainda em franco desenvolvimento, com grandes possibilidades de evolução tecnológica em várias configurações e detalhes construtivos e operacionais a serem aperfeiçoados. O aspecto que merece maior atenção é a busca de alternativas para o material do leito (suporte), que é responsável pela maior parcela dos custos e pelo grande volume e, além disso, influi muito no desempenho do reator.

No âmbito do PROSAB estão sendo estudados (e experimentados) os seguintes materiais de enchimento: gomos de bambu; escória de alto forno de siderúrgicas; vários tipos e granulometria de pedras britadas; tijolos cerâmicos vazados; e rejeitos industriais (aparas e refugos de conduítes, fibras, PVC etc).

6.4 Critérios e Parâmetros de Projeto

Os dados sobre filtros anaeróbios para tratamento de esgotos sanitários são ainda muito escassos, além de dispersos. Não se pode ter consenso quanto a parâmetros de projeto, mas certamente o tempo de detenção hidráulica e a temperatura são fatores críticos.

A eficiência dos filtros na remoção da carga orgânica e sólidos está associada à atividade biológica, fortemente influenciada pela temperatura, e, principalmente, a duas variáveis de projeto: tempo de retenção celular (θ_c), ou tempo de retenção de sólidos biológicos no interior do filtro, e tempo de detenção hidráulica (θ_h). O θ_c depende do tipo de meio filtrante (e sua capacidade de retenção) e do θ_h . Sendo este último de mais fácil determinação, mostra-se como o mais importante e disponível parâmetro de projeto.

O acréscimo da taxa de remoção não é diretamente proporcional ao aumento do θ_h . Parece razoável, em condições climáticas como as do Brasil, adotar um θ_h de 6 a 18 horas. Evidentemente, devem ser levadas em consideração a configuração do reator e as concentrações no esgoto afluente. A determinação do tempo de detenção ainda exige certa sensibilidade e experiência do projetista, enquanto não se tem dados de pesquisa suficientes. Uma alternativa é o ajuste posterior do θ_h .

Com base em experiências de campo (sistema real, operando mais de 2 anos, contribuição de 320 pessoas, 20 campanhas de amostragem), Além Sobrinho & Said (1991) sugerem que filtros anaeróbios podem ser dimensionados com tempo de detenção hidráulica que seja pelo menos metade daqueles recomendados pela NBR 7229/82 (que variam em função do volume, entre 12 e 24 horas), resultando em 6 a 12 horas. A proposição de dimensionamento, mantida a expressão da NBR 7229/82 ($V_F = 1,6 \text{ NCT}$), resulta na utilização de $T = 0,25 \text{ dia}$. (A ABNT adota a letra T para simbolizar o θ_h)

A nova Norma da ABNT, sobre pós-tratamento para efluentes de tanques sépticos (NBR 13969), manteve a fórmula de cálculo para o volume útil do leito filtrante, $V_U = 1,6 \text{ NCT}$, em que N é o número de contribuintes, mas apresenta nova tabela para a contribuição de despejos (C), melhor e com valores menores, e adota valores para o tempo de detenção hidráulica (T) que variam em função das vazões e das temperaturas, da seguinte forma: para temperatura média do mês mais frio abaixo de 15°C , T varia desde 28 horas, para vazões menores que $1,5 \text{ m}^3/\text{dia}$, até 18 horas, para vazões maiores que $7,5 \text{ m}^3/\text{dia}$; para temperatura entre 15°C e 25°C , T varia desde 24 horas, para vazões menores que $1,5 \text{ m}^3/\text{dia}$, até 12 horas, para vazões maiores que $9,0 \text{ m}^3/\text{dia}$; para temperatura média acima de 25°C , T varia desde 22 horas, para vazões menores que $1,5 \text{ m}^3/\text{dia}$, até 12 horas, para vazões maiores que $7,5 \text{ m}^3/\text{dia}$.

Esse critério pode ser considerado um avanço, porque considera a influência da temperatura, mas os valores são conservadores para modelos de filtros mais arrojados.

Outros aspectos que preocupam os projetistas são: a altura, ou espessura, do leito filtrante e a relação entre a altura e a área em planta; e o tipo de material a ser usado para enchimento (material suporte do biofilme) e sua área específica.

Vale lembrar que as principais finalidades da camada suporte são: permitir o acúmulo de grande quantidade de biomassa, com o conseqüente aumento do tempo de retenção celular; melhorar o contato entre os constituintes do despejo afluente e os sólidos biológicos contidos no reator; atuar como uma barreira física, evitando que os sólidos sejam carreados para fora do sistema de tratamento; e ajudar a promover a uniformização do escoamento no reator.

A altura de projeto para os filtros depende da taxa de carregamento orgânico aplicada, da quantidade de sólidos suspensos do afluente, do tipo de meio suporte utilizado e do sentido do escoamento no interior do leito filtrante.

Verifica-se que há quase unanimidade entre os autores sobre que, para filtros de fluxo ascendente, praticamente não ocorrem melhorias no efluente para alturas do leito filtrante acima de $1,20 \text{ m}$ e que a maior eficiência limita-se aos primeiros 60 cm . Já para filtros descendentes, a altura do leito não tem grande importância, mas quanto

maior a superfície de aderência e o volume de material suporte, melhor (Andrade Neto, 1997).

A relação entre a altura e a área do leito não constitui fator muito importante no desempenho do reator. Resultados nesse sentido foram encontrados por vários autores, demonstrando pouca influência da altura da camada de meio filtrante na sua eficiência.

Contudo, aspectos construtivos têm grande influência na determinação das dimensões (altura \cdot área) dos filtros. Se o filtro for coberto, o custo da cobertura aumenta muito com as dimensões planas (área), indicando a opção de maiores alturas. Se o filtro for enterrado e o solo apresentar dificuldades para escavação, é mais indicado que se projete adotando alturas menores. Os esforços sobre os tubos drenantes ou fundo falso também limitam a altura da camada de material suporte.

Por sua vez, aspectos operacionais também orientam a relação entre altura e área do filtro. Em princípio, quanto maior a altura do leito filtrante, maior a dificuldade de remoção do lodo em excesso quando for realizado o esgotamento do filtro para desobstrução dos interstícios (limpeza), porém, dependendo do sentido de fluxo, dos dispositivos de entrada e saída e da maneira prevista para remoção do lodo em excesso (sucção, descarga de fundo etc.), uma grande área pode dificultar essa remoção.

De qualquer forma, pode-se recomendar, para a maioria das condições (leitos de pedras, por exemplo), que a altura do meio suporte não deve ser menor do que 0,60 m nem maior que 1,50 m, sendo o limite superior mais adequado para reatores com menor risco de obstrução do leito, o que depende, principalmente, do sentido do fluxo, do tipo de material suporte e das concentrações do afluente. Um valor mais usual deve situar-se em torno de 1,0 m.

A NBR 13969 (ABNT, 1997) limita a altura do leito filtrante a 1,20 m. Nos dois modelos que têm fundo falso, a altura mínima do leito filtrante é limitada em 0,60 m.

Com relação ao tipo e natureza do material suporte, há uma enorme variedade de opções. Tem-se utilizado, em escala real, no Brasil, somente pedras britadas (geralmente Nº 4 ou Nº 5, ou algo semelhante), mas podem ser utilizados outros materiais. Evidentemente, deve-se preferir materiais: estruturalmente resistentes e suficientemente leves; biológica e quimicamente inertes; que não apresentem formato achatado ou que propicie superposição ou encaixe; com grande área específica; que possibilitem a colonização acelerada de microrganismos; tenham preço reduzido; e sejam de fácil aquisição.

Observadas essas recomendações, a natureza da superfície do material não é tão importante, a não ser em casos que se usem recheios com material suporte sintético com área específica (m^2/m^3) extremamente elevadas. Diversos fatores predominam no início da formação do biofilme, como: natureza da superfície, concentração de nutrientes, atividade metabólica dos organismos fixos (sésseis) e livres (planctônicos) etc. Contudo,

após a evolução inicial, a importância da natureza da superfície do material inerte diminui consideravelmente.

Na Universidade Federal do Rio Grande do Norte, pesquisas em escala piloto vêm sendo desenvolvidas em filtros anaeróbios de fluxo descendente com leito submerso, idênticos e em condições de operação rigorosamente iguais, preenchidos com distintos leitos de pedras: brita granítica Nº 4 (tamanho entre 5,0 e 7,5 cm); seixo rolado classificado (entre 4,0 e 7,5 cm); e brita comercial não selecionada (tamanho médio em torno de 3,8 cm). Os resultados têm mostrado desempenho semelhante para os distintos materiais. Contudo, as mesmas pesquisas têm demonstrado que a brita comercial, de menor dimensão, provoca a obstrução dos interstícios mais rapidamente (no caso investigado, oito meses, enquanto para a brita Nº 4 não ocorreu obstrução do leito) exigindo operações de limpeza mais frequentes. De qualquer forma, é recomendável que se proceda o contrafluxo para limpeza dos interstícios no máximo a cada seis meses.

Couto & Figueiredo (1993) compararam, em filtros anaeróbios de fluxo ascendente iguais e sob as mesmas condições operacionais, pedra britada Nº 4, anéis plásticos de 3,8 cm e gomos de bambu. Os resultados de eficiência foram muito semelhantes.

Song & Young (1986), comparando diferentes meios de enchimento para filtro anaeróbio, concluíram que o desempenho dos reatores sofre pequenas alterações quando há uma grande variação na área superficial específica, sendo que este parece ser um parâmetro pouco importante para projeto. A habilidade dos meios em distribuir o fluxo dentro do reator parece ser o parâmetro de maior importância e no fundo falso da unidade.

Embora o aumento da superfície específica do meio suporte resulte em maior quantidade de biofilme, para os filtros com fluxo ascendente ou descendente afogado, esse parâmetro tem apenas efeito secundário na eficiência de remoção da matéria orgânica, uma vez que a maior parte da estabilização dessa matéria deve-se principalmente aos sólidos retidos nos interstícios do meio suporte e no fundo falso da unidade.

Na verdade, as dimensões dos interstícios formados pelo meio suporte é o parâmetro mais importante. Atente que as dimensões dos interstícios do leito filtrante dependem da forma e da granulometria do meio suporte. Portanto, o que é mais importante, e fundamental, é que o material suporte tenha granulometria uniforme (pequena variação no “diâmetro” médio), tamanho adequado e forma não achatada.

Quanto mais uniforme a granulometria, relativamente maior o índice de vazios e melhor o aproveitamento da área específica, além de propiciar melhor distribuição do fluxo.

O tamanho dos interstícios (volume médio) é importante para evitar velocidades muito altas ou muito baixas e também devido aos riscos de entupimento. Depende do tamanho e da forma das peças de enchimento. Devem ser evitadas formas que propiciem encaixes e superposição.

Da experiência brasileira, pode-se destacar três interessantes pesquisas recentes, com esgoto sanitário, sobre materiais alternativos para suporte de leito filtrante.

Na UNICAMP, vêm sendo realizadas pesquisas, em escala piloto, utilizando gomos de bambu (*Bambusa tuldooides*) de aproximadamente 4,0 cm de diâmetro e altura, inteiros e partidos em bandas, como enchimento de filtros anaeróbios de fluxo ascendente, com bons resultados. O bambu mantém suas características iniciais, sem alterações aparentes, indicando que sua vida útil pode ser bem longa. Revelou-se um meio bastante interessante devido ao seu baixo custo, durabilidade, grande volume de vazios, grande área superficial específica e baixo peso, além do seu bom desempenho.

Na UFMG, foi utilizado, como meio suporte de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente piloto, rejeito industrial obtido em siderúrgicas no processo de redução do minério de ferro: escória de alto-forno, tipo ácida, com granulometria selecionada entre 50 e 76 mm. Além da boa eficiência obtida no processo de tratamento, deve-se ressaltar que a escória é um material de baixo custo e abundante em regiões com indústrias siderúrgicas. Não houve entupimento nem sinais de deterioração da escória.

Na UFRN, além de vários tipos de pedras, está sendo pesquisado o uso de tijolos cerâmicos vazados comuns, de muito baixo custo, facilidade de aquisição, resistência e durabilidade, grande área específica e fácil reposição, entre outras vantagens. Os primeiros resultados têm sido muito promissores.

A colmatação ou entupimento do meio suporte tem sido uma das principais preocupações dos projetistas e usuários de filtros anaeróbios. Esses problemas são mais inerentes aos filtros anaeróbios de fluxo ascendente, contendo pedras e britas. Os filtros preenchidos com peças de plásticos não têm apresentado problemas de entupimento, mesmo quando as áreas superficiais específicas do meio suporte são baixas, da ordem de $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Para minimizar os efeitos de colmatação do meio suporte, devem ser previstos dispositivos de limpeza, a fim de promover a retirada do excesso de sólidos retidos no meio filtrante.

O projetista não pode esquecer de proporcionar facilidades para a remoção periódica do lodo em excesso.

Outro aspecto muito importante do projeto diz respeito ao detalhamento dos dispositivos de entrada do afluente e saída do efluente. Deles depende a boa distribuição do fluxo no leito filtrante. As figuras apresentadas neste capítulo mostram alguns

exemplos de dispositivos de entrada e saída, mas as possibilidades inventivas são muitas. Recomenda-se também ver a NBR 13969 (ABNT, 1997).

6.5 Aspectos Construtivos

A construção de filtros anaeróbios não apresenta dificuldades. Consiste basicamente na execução de um tanque impermeabilizado, com dispositivos de entrada e saída e para expurgo do lodo, e na seleção, limpeza e colocação do material suporte em seu interior.

O tanque pode ser pré-fabricado ou construído no local. Os materiais devem ser resistentes à agressividade química dos esgotos.

O mais comum é a construção em alvenaria de tijolos. Nesse caso, deve ser dada preferência a tijolos cerâmicos maciços (elementos não vazados) com bom cozimento. A alvenaria deve ser revestida de modo a assegurar estanqueidade. Ao término da construção devem ser realizados testes de estanqueidade.

Os dispositivos de entrada e saída e para descarga do lodo, embora simples, merecem a maior atenção. Devem obedecer rigorosamente os detalhes do projeto. Calhas muito bem niveladas (se houver), cotas e desníveis exatos.

Antes da colocação do material suporte no interior do filtro, deve-se proceder a seleção e limpeza do mesmo, com lavagem, se necessário, e verifica sua estanqueidade.

Merecem atenção todos os esforços aos quais a estrutura será submetida, inclusive cargas sobre a cobertura, tubos e fundo falso e possível empuxo de fundo devido à elevação sazonal do lençol d'água. Quando necessário, será exigido que os cálculos estruturais constem do projeto.

6.6 Aspectos Operacionais

Nos filtros anaeróbios, a eficiência cresce na medida em que a concentração de lodo aumenta, até atingir um estado de eficiência máxima. Com o tempo, o lodo vai ficando velho, acumulando resíduos inertes, a eficiência decresce e os interstícios vão ficando parcialmente obstruídos.

Embora a operação dos filtros anaeróbios seja muito simples, não pode ser negligenciada. É necessário apenas que se proceda, periodicamente, a remoção do excesso de lodo do meio filtrante.

A operação de remoção do lodo em excesso (limpeza do leito) consiste em drenar os líquidos (por descarga de fundo ou sucção) com vazão maior que no fluxo normal, provocando velocidades de escoamento nos interstícios bem mais elevadas, de forma

a carrear parte do lodo em excesso ali acumulado. Essa operação pode ser auxiliada por aspersão de efluente tratado ou água limpa sobre o leito.

A frequência de remoção do lodo em excesso, depende, principalmente, das concentrações do afluente, do tipo de material suporte (granulometria e forma) e da altura do leito. Deve estar prevista no projeto, contudo, as condições reais de operação podem indicar a modificação da frequência de limpeza. Normalmente, a limpeza se faz necessária em períodos de quatro a seis meses.

Referências Bibliográficas

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1982). *NBR 7229 – Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais*. 37p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). *NBR 13969 – Tanques Sépticos – Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos – Projeto, Construção e Operação*. 60p.
- ALÉM SOBRINHO, P.; SAID, M.A. (1991). Decanto-digestor/Filtro Anaeróbio – Experiências de Campo – Proposições para Alterações do Método de Dimensionamento do Filtro Anaeróbio Proposto pela NBR 7229 – ABNT. In: 16º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. v.2, Tomo I, set., 1991. Anais. p.202-224.
- ANDRADE NETO, C.O. (1997). *Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários: Experiência Brasileira*. Rio de Janeiro, ABES. 301p.
- ANDRADE NETO, C.O.; GUIMARÃES, P.; PEREIRA, M.G.; MELO, H.N.S. (1999). Decanto-Digestor Seguido de Filtros Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Descendente Afogados. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. Rio de Janeiro, 1999. Anais. Trabalho técnico I-033. 10p.
- CAMPOS, J.R.; DIAS, H.G. (1989). Potencialidade do Filtro Anaeróbio. *Revista DAE*, v.49, n. 154, p.29-33.
- CAMPOS, J.R. (1994). Biomassa Fixa: Reatores Anaeróbios In: III TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO – Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, out., 1994. p.169-184.
- CARVALHO, E.H. (1994). *Filtros Biológicos Anaeróbios: Conceitos Básicos, Projeto e Desenvolvimento*. São Carlos. 280p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CHERNICHARO, C.A.L. (1997). *Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG). Belo Horizonte. 246p.
- COUTO, L.C.C.; FIGUEIREDO, R.F. (1993). Filtro Anaeróbio com Bambu para Tratamento de Esgotos Domésticos. *Revista Ingeniería Sanitaria, AIDIS*. v. XLVII, n.1, jan.-mar., p.77-81.

- KAMIYAMA, H. (1993). Revisão e Aperfeiçoamento do Sistema Tanque Séptico - Filtro Anaeróbio para o Tratamento de Esgoto Sanitário (parte I). *Revista DAE*, n. 169, p.1-8.
- KAMIYAMA, H.; TERCIANI, L.V. (1993). Revisão e Aperfeiçoamento do Sistema Tanque Séptico - Filtro Anaeróbio para o Tratamento de Esgoto Sanitário (parte II). *Revista DAE*, n. 169, p.9-17.
- PAGANINI, W.S.; et al. (1988). Especificações Construtivas de Fossas-Filtro. *Revista DAE*, n.151, p.50-58.
- SONG, Ki-Ho; YOUNG, J.C. (1986). *Media designs for fixed bed filters*. J. Water Pollution Control Federation, 58(2): 115-121
- VIERIA, S.M.M.; ALÉM SOBRINHO, P. (1983). Resultados de Operação e Recomendações para o Projeto de Sistema de Decanto-digestor e Filtro Anaeróbio para o Tratamento de Esgotos Sanitários". *Revista DAE*, n.135, p.51-57.
- YOUNG, J.C.; McCARTY, P.L. (1969). *The Anaerobic filter for waste treatment*. J. Water Pollution Control Federation, 41, R160-R173.
- YONG, J.C. (1991). *Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters*. Water Science and Technology, 24, p.133-155.

Capítulo 7

Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo

*Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Adrianus Van Haandel,
Miguel Mansur Aisse e Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti*

7.1 Introdução

A utilização de reatores de manta de lodo para o tratamento de esgotos domésticos já é uma realidade no Brasil. As experiências bem-sucedidas em diversas localidades no Paraná, São Paulo, Paraíba, Bahia e, ultimamente, em Minas Gerais, com algumas estações já em operação e vários estudos e projetos contemplando esse tipo de reator, são um forte indicativo do potencial dos reatores de manta de lodo para o tratamento dos esgotos domésticos.

O processo anaeróbio por meio de reatores de manta de lodo apresenta inúmeras vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, notadamente quando aplicado em locais de clima quente, como é o caso da maioria dos municípios brasileiros. Nessas situações, pode-se esperar um sistema com as seguintes características principais:

- Sistema compacto, com baixa demanda de área.
- Baixo custo de implantação e de operação.
- Baixa produção de lodo.
- Baixo consumo de energia (apenas para a elevatória de chegada, quando for o caso).
- Satisfatória eficiência de remoção de DBO e de DQO, da ordem de 65% a 75%.
- Possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações.
- Elevada concentração do lodo excedente.
- Boa desidratabilidade do lodo.

Embora os reatores UASB incluam amplas vantagens, principalmente no que diz respeito a requisitos de área, simplicidade e baixos custos de projeto, operação e manutenção, alguns aspectos negativos ainda são atribuídos aos mesmos:

- Possibilidade de emissão de maus odores.
- Baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas.
- Elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema.
- Necessidade de uma etapa de pós-tratamento.

Nas situações em que o esgoto é predominantemente doméstico, a presença de compostos de enxofre e de materiais tóxicos usualmente ocorre em níveis muito baixos, sendo perfeitamente toleráveis pelo sistema de tratamento. Quando bem projetado, construído e operado, o sistema não deve apresentar problemas de mau cheiro e de falhas devido à presença de elementos tóxicos e/ou inibidores.

Quanto à partida do sistema, esta pode ser realmente lenta (4 a 6 meses), mas apenas em situações em que não são utilizados inóculos. Nos últimos anos, com a utilização de metodologias de partida bem fundamentadas e com o estabelecimento de rotinas operacionais adequadas, significativos avanços foram conseguidos no sentido de diminuir o período de partida dos sistemas e de minimizar os problemas operacionais nessa fase. Em situações já relatadas (Chernicharo & Borges, 1996), quando foram utilizadas pequenas quantidades de inóculo (inferior a 4% do volume do reator), o período de partida foi reduzido a 2 ou 3 semanas. De qualquer forma, a qualidade da biomassa a ser desenvolvida no sistema dependerá de uma rotina operacional adequada e, por conseguinte, da estabilidade e da eficiência do processo de tratamento. Outras informações sobre a partida de reatores anaeróbios são apresentadas na Seção 7.6, deste Capítulo.

No que pesem as grandes vantagens dos reatores de manta de lodo, a qualidade do efluente produzido não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Tal aspecto ganha relevância na medida em que os órgãos ambientais estaduais têm intensificado a sua fiscalização e atuado efetivamente no licenciamento ambiental de novos empreendimentos no setor de saneamento. Embora não haja muitas experiências que consolidem e tratem conjuntamente a questão do tratamento anaeróbio e do pós-tratamento, alguns avanços já foram conseguidos nesse sentido, conforme tratado por van Haandel & Lettinga (1994) e Chernicharo (1997).

Quanto ao projeto de reatores de manta de lodo, este é bastante simples, não demandando a implantação de qualquer equipamento sofisticado ou de meios suporte para a retenção da biomassa. Apesar do conhecimento acumulado sobre os reatores UASB no Brasil, não há ainda roteiro claro e sistematizado, acessível aos projetistas, sobre o dimensionamento desses reatores. É reconhecida a importância de que os diversos critérios e parâmetros de projeto de reatores UASB sejam expressos de uma forma compreensível e seqüencial, permitindo o dimensionamento das câmaras de reação, decantação e captura de gás.

Esse ordenamento do dimensionamento com certeza evitaria alguns equívocos de projeto que têm sido observados, em função do grande incremento no número de projetos de UASBs, sem o proporcional aumento de capacitação de projetistas. No presente capítulo, são apresentadas algumas considerações sobre dispositivos de reatores UASB nos quais têm sido observados equívocos de projeto.

Disseminação dos Reatores de Manta de Lodo

A aceitação e disseminação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos, notadamente dos reatores tipo UASB, colocam o Brasil em uma posição de vanguarda em nível mundial. Estima-se que haja atualmente mais de 300 reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgotos domésticos no Brasil, a maioria deles localizada nos estados do Paraná e da Bahia. Há ainda relatos de outros em operação em diversos estados, particularmente em Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Pará, Paraíba, São Paulo e Distrito Federal.

Nomenclatura de Reatores Anaeróbios

A denominação de alguns tipos de reatores no Brasil, notadamente os de manta de lodo, é sem dúvida bastante confusa. Esses reatores, que na sua versão mais aperfeiçoada tiveram sua origem na Holanda, na década de 1970, após trabalhos desenvolvidos pela equipe do Prof. Gatzke Lettinga, na Universidade de Wageningen (Lettinga et al., 1980), foram denominados de reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors). Na tradução para o português, os mesmos deveriam ser denominados Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo.

No Brasil, têm sido divulgadas novas terminologias para a identificação desse tipo de reator, sendo que pelo menos cinco siglas têm sido de uso freqüente em nosso meio:

- DAFA (digestor anaeróbio de fluxo ascendente).
- RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente).
- RALF (reator anaeróbio de leito fluidizado).
- RAFAMAL (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo).
- RAFAALL (reator anaeróbio de fluxo ascendente através de leito de lodo).

Entende-se que essas siglas, em geral, apresentam impropriedades, além de não contribuírem para a difusão dessa modalidade de tratamento, nem para a harmonização da terminologia a ser utilizada. Ao contrário, têm servido para confundir ainda mais o público, resultando muitas vezes na denominação incorreta dos diferentes tipos de reatores anaeróbios. Por tudo isso, os autores deste livro são da opinião de que se deva utilizar uma das seguintes terminologias para a denominação dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo:

- Reator UASB.
- Reator de manta de lodo.
- Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

7.2 Princípio de Funcionamento do Reator

Procede-se inicialmente a inoculação do reator com quantidades suficientes de lodo anaeróbio, iniciando-se em seguida a sua alimentação em baixa taxa, no modo ascendente. Esse período inicial é referido como “start up” ou partida do sistema, constituindo-se na fase mais importante da operação do reator. A taxa de alimentação do reator deve ser aumentada progressivamente, de acordo com o sucesso da resposta do sistema, ocorrendo, após alguns meses de operação, o desenvolvimento de um leito de lodo bastante concentrado (4% a 10%, ou seja, em torno de 40.000 a 100.000 mgST/l) junto ao fundo do reator. O lodo é muito denso e com excelentes características de sedimentação. Pode ocorrer o desenvolvimento de grânulos de lodo (“diâmetros” de 1 a 5 mm), dependendo da natureza do lodo de sementeira, das características das águas residuárias e das condições operacionais do reator.

Acima do leito de lodo, encontra-se uma zona de lodo mais dispersa, denominada manta de lodo, em que os sólidos apresentam velocidades de sedimentação mais baixas. A concentração do lodo nessa zona usualmente varia entre 1,5% e 3%. O sistema é automisturado pelo movimento ascendente das bolhas do biogás e do fluxo de esgotos por meio do reator. Durante a partida do sistema, quando a produção de biogás é usualmente baixa, pode-se tornar necessária alguma forma de mistura adicional, como, por exemplo, por meio da recirculação do gás ou do efluente. A remoção do substrato ocorre por meio de todo o leito e manta de lodo, embora esta seja mais pronunciada no leito de lodo.

Com o movimento ascendente das bolhas de gás e do líquido, ocorre o carreamento de lodo, sendo necessária a instalação de um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) na parte superior do reator, de forma a permitir a retenção e o retorno do lodo. No entorno e acima do separador trifásico, configura-se uma câmara de sedimentação, no qual o lodo mais denso é removido da massa líquida e retornado ao compartimento de digestão, enquanto as partículas mais leves são perdidas do sistema juntamente com o efluente final (veja a Figura 7.1).

A instalação do separador de gases, sólidos e líquidos é que garante o retorno do lodo e a elevada capacidade de retenção de grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, sem a necessidade de qualquer tipo de meio suporte. Como resultado, os reatores UASB apresentam elevados tempos de residência celular (idade do lodo), bastante superiores aos tempos de detenção hidráulica, o que é uma característica dos sistemas anaeróbios de alta taxa. As idades de lodo verificadas em reatores UASB são

usualmente superiores a 30 dias, propiciando ao lodo excedente, descartado do sistema, alto grau de estabilização.

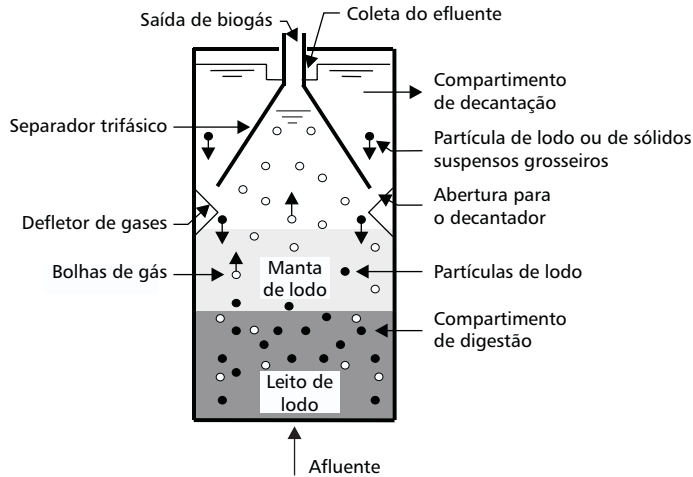


Figura 7.1 Desenho esquemático de um reator UASB.

O reator de manta de lodo é capaz de aceitar altas taxas de carga orgânica e a grande diferença, quando comparado com outros reatores de mesma geração, é a simplicidade construtiva e os baixos custos operacionais. Os princípios mais importantes que governam a operação de um reator de manta de lodo são os seguintes:

- As características do fluxo ascendente devem assegurar o máximo contato entre a biomassa e o substrato.
- Os “curto-circuitos” devem ser evitados, de forma a garantir tempo suficiente para a degradação da matéria orgânica.
- O sistema deve ter um dispositivo de separação de fases bem projetado, capaz de separar de forma adequada o biogás, o líquido e os sólidos, liberando os dois primeiros e permitindo a retenção do último.
- O lodo na região da manta deve ser bem adaptado, com alta atividade metanogênica específica (AME) e excelente sedimentabilidade. Em relação à sedimentabilidade, o lodo granulado apresenta características bem melhores que as do lodo floculento.

7.3 Configurações Típicas

Os reatores anaeróbios de manta de lodo foram inicialmente concebidos para o tratamento de efluentes industriais como estruturas cilíndricas ou prismático-retangulares, em que as áreas dos compartimentos de digestão e de decantação eram iguais, configurando-se, portanto, reatores de paredes verticais. A adaptação desses

reatores para o tratamento de águas residuárias de baixa concentração (como os esgotos domésticos) tem levado a diferentes configurações, em função dos seguintes aspectos principais:

- No projeto de reatores tipo UASB, tratando esgotos de baixa concentração, o dimensionamento é feito pelo critério de carga hidráulica, e não pela carga orgânica, conforme discutido na seção seguinte. Nessa situação, a velocidade ascendente nos compartimentos de digestão e de decantação passa a ser de fundamental importância: velocidades excessivas resultam na perda de biomassa do sistema, reduzindo a estabilidade do processo. Como consequência, a altura do reator deve ser reduzida, aumentando a sua seção transversal, a fim de garantir a manutenção das velocidades ascensionais dentro das faixas adequadas (veja a Tabela 7.2).
- Nos reatores tratando efluentes industriais, a distribuição do afluente é usualmente feita a partir da base do reator, ao contrário dos reatores tratando esgotos domésticos, nos quais o dispositivo de distribuição do afluente se localiza na parte superior do reator (veja as Figuras 7.2 a 7.4).

Como consequência, pode ocorrer, nestes últimos, redução da área superficial do compartimento de decantação, em função da área ocupada pelo dispositivo de distribuição do afluente. Dessa forma, dependendo das cargas hidráulicas aplicadas ao sistema, pode se tornar necessária a adoção de seções transversais maiores junto ao compartimento de decantação, a fim de diminuir as velocidades ascendentes e favorecer a sedimentação do lodo nesse compartimento. Nesse caso, o reator passa a ter uma seção variável, menor junto ao compartimento de digestão e maior junto ao compartimento de decantação (veja as Figuras 7.3 e 7.4).

- No tratamento de efluentes industriais, em certos casos se prevê a implantação de uma unidade de equalização a montante do reator UASB, propiciando que sua operação seja feita dentro de faixas de vazão e de carga orgânica mais uniformes. Ao contrário, os esgotos afluentes a uma estação de tratamento de esgotos domésticos não sofrem qualquer tipo de equalização (a não ser pela existência de uma elevatória), expondo o reator UASB a variações de vazão e de carga que podem ser extremamente elevadas. Novamente, o aumento da seção transversal do reator, junto ao compartimento de decantação, pode ser uma estratégia necessária no sentido de garantir as baixas velocidades ascensionais durante os picos de vazão.

Em relação à forma dos reatores em planta, estes podem ser circulares ou retangulares. Os reatores de seção circular são mais econômicos do ponto de vista estrutural, sendo mais utilizados para o atendimento a pequenas populações, usualmente com uma unidade única.

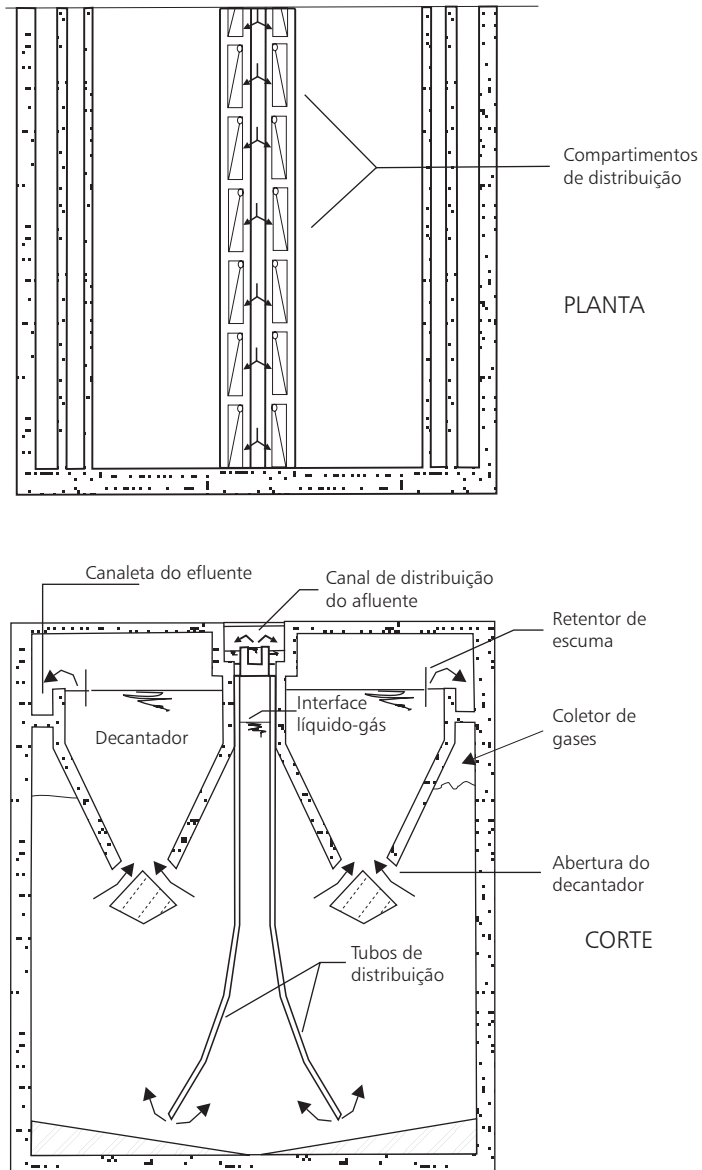


Figura 7.2 Representação esquemática de um reator UASB retangular.

Para o atendimento a populações maiores, quando a modulação se torna necessária, os reatores retangulares passam a ser mais indicados, uma vez que uma parede pode servir a dois módulos contíguos. As Figuras 7.2 e 7.3 ilustram duas configurações típicas de reatores UASB, um retangular e outro circular. A Figura 7.4 ilustra uma variante do reator UASB, desenvolvida pela SANEPAR e denominada reator anaeróbio de leito fluidizado (RALF).

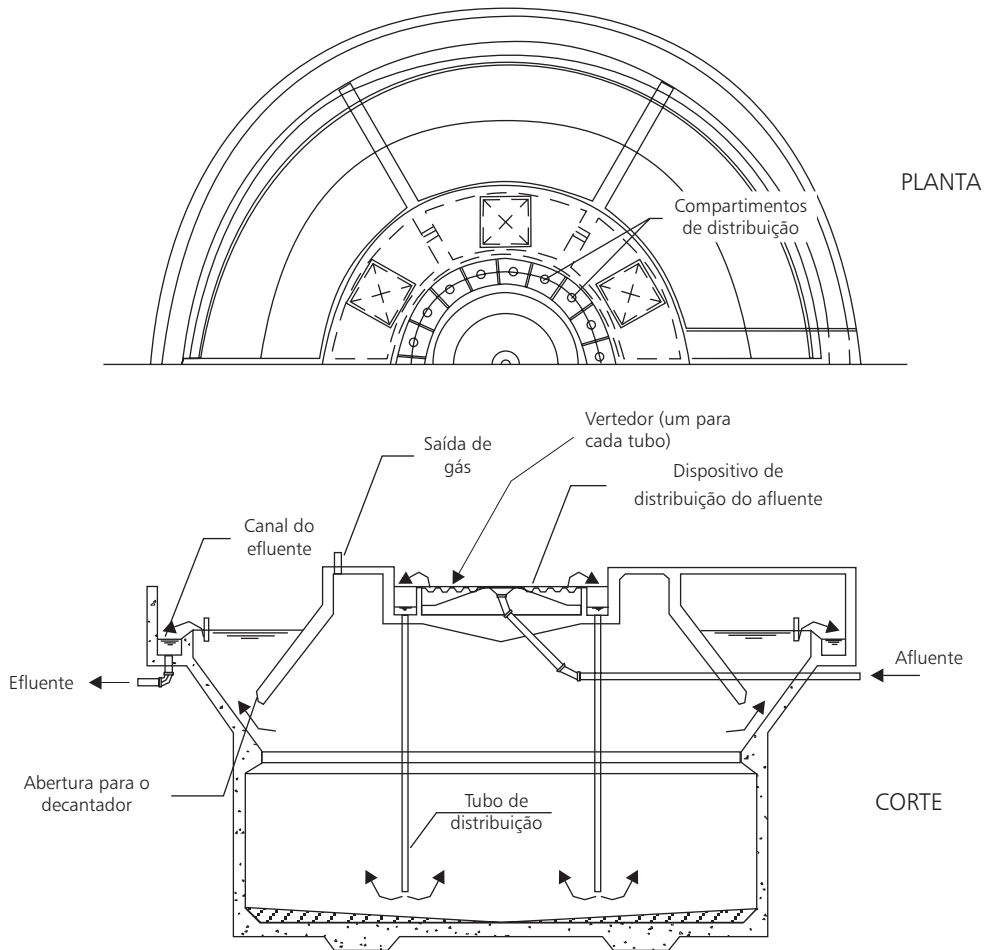


Figura 7.3 Representação esquemática de um reator UASB circular.

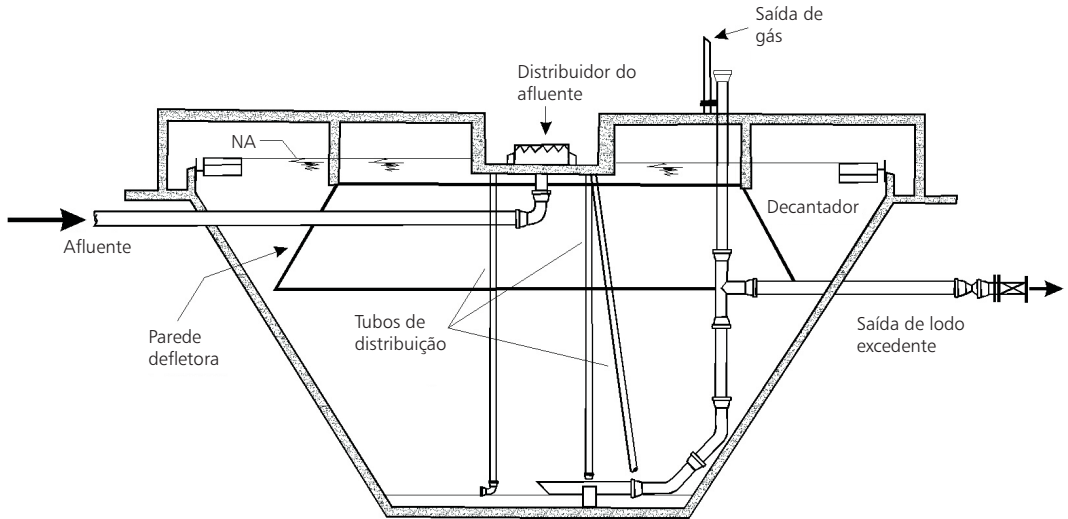


Figura 7.4 Representação esquemática de um reator tipo RALF.

7.4 Critérios e Parâmetros de Projeto

Um dos aspectos mais importantes do processo anaeróbio por meio de reatores de manta de lodo é a sua habilidade em desenvolver e manter lodo de elevada atividade e de excelentes características de sedimentação. Para que isso ocorra, diversas medidas devem ser observadas em relação ao projeto e à operação do sistema.

Apresentam-se a seguir os principais critérios de projeto para reatores tratando despejos orgânicos de natureza doméstica. Para determinados tipos de efluentes industriais, critérios específicos deverão ser adotados, em função da concentração do esgoto afluente, da presença de substâncias tóxicas, da quantidade de sólidos inertes e biodegradáveis etc.

Carga Hidráulica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica

A carga hidráulica volumétrica é a quantidade (volume) de esgotos aplicados diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. Já o tempo de detenção hidráulica é o inverso da carga hidráulica volumétrica. Pode ser entendida como:

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (7.1)$$

em que:

CHV: carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$)

Q: vazão (m^3/d)

V: volume total do reator (m^3)

$$\theta_h = \frac{1}{\text{CHV}} \quad (7.2)$$

em que:

θ_h : tempo de detenção hidráulica (d)

ou

$$\theta_h = \frac{V}{Q} \quad (7.3)$$

Estudos experimentais demonstraram que a carga hidráulica volumétrica não deve ultrapassar o valor de $5,0 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, o que equivale a um tempo de detenção hidráulica mínimo de 4,8 horas ($= 1/5 \times 24$ horas).

O projeto de reatores com valores superiores de carga hidráulica (ou inferiores de tempo de detenção hidráulica) pode prejudicar o funcionamento do sistema em relação aos seguintes aspectos principais:

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

Pelo exposto anteriormente, o parâmetro tempo de detenção hidráulica (θ_h) é de fundamental importância. Para temperaturas médias próximas a 20°C , o tempo de detenção hidráulica pode variar de 6 a 16 horas, dependendo do tipo de despejo. Estudos em escala piloto com reatores operados a uma temperatura média de 25°C , alimentados com esgoto doméstico com alcalinidade relativamente elevada, mostraram que θ_h da ordem de 4 horas não afeta o desempenho desses reatores, nem a sua estabilidade operacional (van Haandel & Catunda, 1998).

Para esgotos domésticos sendo tratados na faixa de temperatura em torno de 20°C , tem-se adotado tempos de detenção hidráulica da ordem de 8 a 10 horas para a vazão média. O tempo de detenção para a vazão máxima não deve ser inferior a 4 horas, e os picos de vazão máxima não deverão se prolongar por mais de 4 a 6 horas. Na Tabela 7.1

são apresentadas algumas diretrizes para o estabelecimento dos tempos de detenção hidráulica em projetos de reatores de manta de lodo tratando esgotos domésticos.

Tabela 7.1 Tempos de detenção hidráulica em reatores UASB.

Temperatura do esgoto (°C)	Tempo de detenção hidráulica (h)	
	Média diária	Mínimo (durante 4 a 6 h)
16-19	> 10-14	> 7-9
20-26	> 6-9	> 4-6
> 26	> 6	> 4

Fonte: Adaptado de Lettinga & Hulshoff Pol (1991).

Dessa forma, conhecendo-se a vazão do esgoto afluyente e, admitindo-se um determinado tempo de detenção hidráulica de projeto, o volume do reator pode ser calculado por meio da Equação 7.1, rearranjada como a seguir.

$$V = Q \cdot \theta_h \tag{7.4}$$

Carga Orgânica Volumétrica

Define-se carga orgânica volumétrica como a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume deste:

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V} \tag{7.5}$$

em que:

COV: carga orgânica volumétrica (kgDQO/m³ · d)

Q: vazão (m³/d)

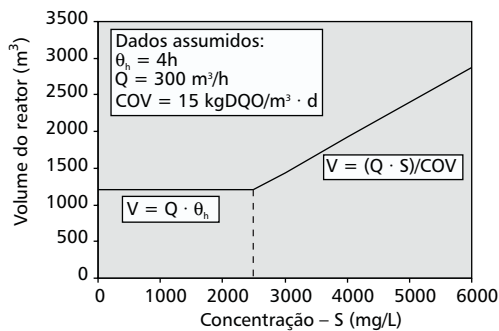
S: concentração do substrato afluyente (kgDQO/m³)

V: volume total do reator (m³)

Embora cargas orgânicas extremamente elevadas tenham sido aplicadas com sucesso em instalações-piloto (da ordem de 45 kgDQO/m³ · d), as cargas orgânicas adotadas nos projetos de estações em escala plena têm sido, via de regra, inferiores a 15 kgDQO/m³ · d. Dessa forma, conhecendo-se a vazão e a concentração do esgoto afluyente e admitindo-se uma determinada carga orgânica volumétrica (COV) de projeto, o volume do reator pode ser calculado por meio da Equação 7.5, rearranjada como a seguir.

$$V = \frac{Q \cdot S}{COV} \tag{7.6}$$

No caso de efluentes industriais de elevada concentração de matéria orgânica, a literatura reporta cargas orgânicas extremamente elevadas aplicadas com sucesso em instalações-piloto (da ordem de 45 kgDQO/m³ · d), embora as cargas orgânicas adotadas nos projetos de estações em escala plena têm sido, via de regra, inferiores a 15 kgDQO/m³ · d. Para tais efluentes, a carga orgânica volumétrica a ser aplicada é que define o volume do reator. Tratando-se de esgoto doméstico, cuja concentração de matéria orgânica é relativamente baixa (geralmente menor que 1.000 mgDQO/l), a carga orgânica volumétrica a ser aplicada é bem inferior, situando-se na faixa de 2,5 a 3,5 kg DQO/m³ · d; valores superiores resultam em uma carga hidráulica e, conseqüentemente, em uma velocidade ascendente excessivas. Nesse caso, como afirmado anteriormente, o dimensionamento do reator deve ser feito considerando-se a carga hidráulica volumétrica. A título de exemplo, a Figura 7.5 ilustra a relação entre a concentração do esgoto e o critério utilizado para determinar o volume do reator, considerando-se os seguintes dados fixados: $\theta_h = 4$ h; $COV = 15$ kgDQO/m³ · d; e $Q = 300$ m³/h.



Fonte: Adaptado de Lettinga & Hulshoff Pol (1995).

Figura 7.5 Relação entre concentração do despejo e volume do reator.

Carga Biológica (Carga de Lodo)

A carga biológica ou carga de “lodo” refere-se à quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de biomassa presente no mesmo.

$$CB = \frac{Q \cdot S}{M} \quad (7.7)$$

em que:

CB: carga biológica ou carga de lodo (kgDQO/kgSVT · d)

Q: vazão (m³/d)

S: concentração de substrato afluente (kgDQO/m³)

M: massa de microrganismos presentes no reator (kgSVT)

Os procedimentos para determinar a quantidade de biomassa no reator são abordados no Capítulo 9.

A bibliografia especializada recomenda que as cargas biológicas iniciais, durante a partida de um reator anaeróbio, sejam da ordem de 0,05 a 0,15 kgDQO/kgSVT · d, dependendo do tipo de efluente que está sendo tratado. Essas cargas devem ser aumentadas gradativamente, em função da eficiência do sistema.

A carga biológica máxima depende da atividade metanogênica do lodo. Para esgoto doméstico, a atividade metanogênica está na faixa de 0,3 a 0,4 kgDQO/kgSVT · d, sendo este, portanto, o limite para a carga biológica. A carga biológica, durante o regime permanente aparente, pode atingir, de acordo com o tipo de afluente a ser tratado, valores em torno de 2,0 kgDQO/kgSVT · d.

Experiências recentes com reatores de manta de lodo tratando esgotos domésticos, na cidade de Itabira, MG, indicaram que a aplicação de cargas biológicas da ordem de 0,30 a 0,50 kgDQO/kgSVT · d, durante a partida de sistema, não prejudicou a estabilidade do processo em termos de pH e de ácidos graxos voláteis.

Velocidade Ascendente do Fluxo

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

$$v = \frac{Q}{A} \quad (7.8)$$

em que:

v: velocidade ascendente do fluxo, ou velocidade ascensional (m/h)

Q: vazão (m³/h)

A: área da seção transversal do reator (m²)

ou, a partir da razão entre a altura e o θ_h :

$$v = \frac{Q \cdot H}{V} = \frac{H}{\theta_h} \quad (7.9)$$

em que:

H: altura do reator (m)

A velocidade ascendente máxima no reator depende das características do lodo presente e das cargas aplicadas. Para reatores operando com lodo tipo floculento e com cargas orgânicas de até 5,0 a 6,0 kgDQO/m³ · d, as velocidades ascendentes médias

devem ser da ordem de 0,5 a 0,7 m/h, sendo tolerados picos temporários, durante 2 a 4 horas, de até 1,5 a 2,0 m/h.

Para reatores operando com lodo tipo granular, as velocidades ascendentes podem ser significativamente maiores, até mesmo da ordem 10 m/h. Para o caso de tratamento de esgotos domésticos, recomendam-se as velocidades ascendentes de fluxo constantes da Tabela 7.2.

Tabela 7.2 Velocidades ascendentes recomendadas para o projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos.

Vazão afluente	Velocidade ascendente (m/h)
Vazão média	0,5-0,7
Vazão máxima	0,9-1,1
Picos temporários*	< 1,5

* Picos de vazão com duração entre 2 e 4 horas.

Fonte: Adaptado de Lettinga & Hulshoff Pol (1995).

Verifica-se por meio da Equação 7.9 a estreita relação entre a velocidade ascendente do fluxo, a altura do reator e o tempo de detenção hidráulica, conforme ilustrado na Figura 7.6. Nota-se que para as velocidades ascendentes (v) e os tempos de detenção hidráulica (θ_h), recomendados para o projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos (v usualmente inferior a 1,0 m/h – para $Q_{méd}$ e θ_h entre 6 e 10 horas – para temperaturas variando entre 20°C e 26°C), as profundidades dos reatores devem ficar compreendidas entre 3 e 6 metros.

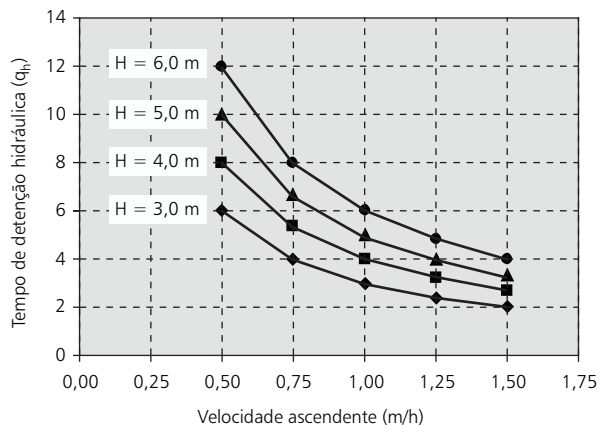


Figura 7.6 Relação velocidade ascendente e tempo de detenção hidráulica, para diferentes alturas de reator.

Estudos realizados em escala piloto mostraram que a relação área/profundidade para um determinado θ_h não influencia o desempenho de reatores UASB. Dessa forma, fica a critério do projetista, dependendo das facilidades construtivas, adotar diferentes relações área/profundidade.

Eficiências de Remoção de Matéria Orgânica em Reatores UASB

A modelagem matemática aplicada ao projeto e à operação de sistemas anaeróbios tem sido ainda pouco utilizada. Dessa forma, a estimativa da eficiência do sistema é feita principalmente por meio de relações empíricas, obtidas a partir de resultados experimentais de reatores em operação.

As Figuras 7.7 e 7.8 mostram os resultados operacionais de cinco reatores (Bucaramanga, Cali, Cetesb, Pedregal e Kampur), todos operando na faixa de temperatura compreendida entre 20°C e 25°C. Pode-se observar que as eficiências de remoção de DQO e DBO são afetadas, de forma significativa, pelo tempo de detenção hidráulica do sistema, tendo variado de 40% a 75% para a remoção de DQO, e de 45% a 85% para a remoção de DBO.

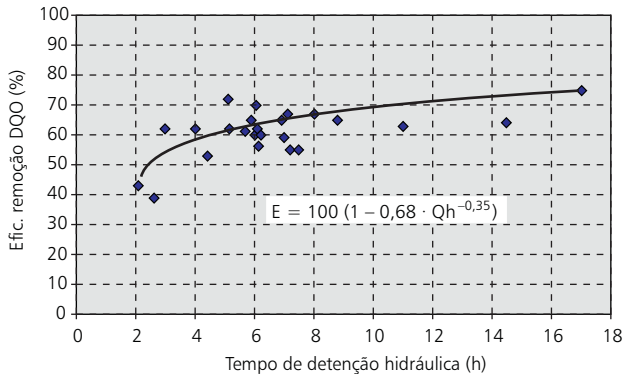


Figura 7.7 Eficiências de remoção de DQO esperadas para reatores UASB tratando esgotos domésticos.

A partir do ajuste dos resultados operacionais desses cinco reatores, foram obtidas curvas de eficiência, representadas pelas Equações 7.10 e 7.11. Essas equações possibilitam estimar as eficiências de reatores UASB tratando esgotos domésticos, em função do tempo de detenção hidráulica, para os parâmetros DQO e DBO, respectivamente. Deve-se ressaltar, no entanto, a limitação das mesmas, devido ao número bastante limitado de dados utilizados para a determinação das constantes empíricas, que entre si exibiam grandes desvios.

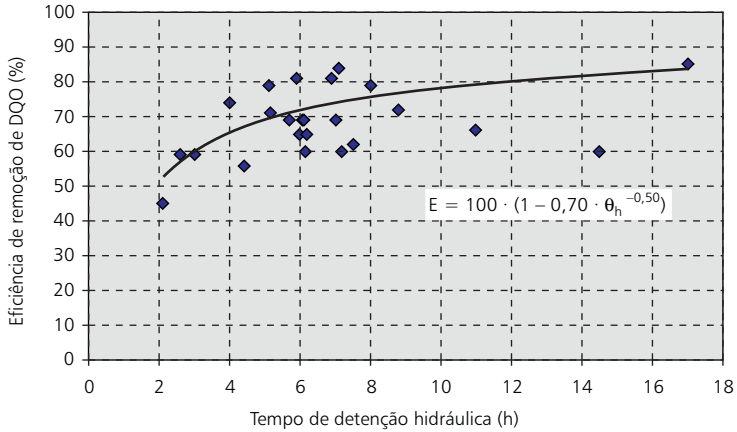


Figura 7.8 Eficiências de remoção de DBO esperada para reatores UASB tratando esgotos domésticos.

$$E_{DQO} = 100 \cdot (1 - 0,68 \cdot \theta_h^{-0,35}) \tag{7.10}$$

em que:

E_{DQO} : eficiência do reator UASB em termos de remoção de DQO (%)

θ_h : tempo de detenção hidráulica (h)

0,68: constante empírica

0,35: constante empírica

$$E_{DBO_5} = 100 \cdot (1 - 0,70 \cdot \theta_h^{-0,50}) \tag{7.11}$$

em que:

E_{DBO_5} : eficiência do reator UASB em termos de remoção de DBO (%)

θ_h : tempo de detenção hidráulica (h)

0,70: constante empírica

0,50: constante empírica

Estimativa da Concentração de DQO e de DBO no Efluente Final

A partir da eficiência esperada para o sistema, pode-se estimar a concentração de DQO e de DBO no efluente final, como a seguir:

$$S = S_0 - \frac{E \cdot S_0}{100} \tag{7.12}$$

em que:

S: concentração de DQO ou de DBO efluente (mg/l)

S_0 : concentração de DQO ou de DBO afluente (mg/l)

E: eficiência de remoção de DQO ou de DBO (%)

Estimativa da Concentração de SS no Efluente Final

A concentração de sólidos suspensos no efluente final de reatores UASB depende de uma série de fatores, podendo-se destacar:

- A concentração e as características de sedimentabilidade do lodo presente no reator.
- A frequência de descarte de lodo e a altura do leito de lodo no reator.
- As velocidades nas aberturas para o decantador.
- A existência de retentores de espuma no compartimento de decantação.
- A eficiência do separador de gases, sólidos e líquidos.
- As taxas de aplicação e os tempos de detenção hidráulica nos compartimentos de digestão e de decantação.

Na ausência de estudos que relacionem, de forma sistematizada, a concentração de sólidos no efluente com alguns dos fatores mencionados anteriormente, optou-se pela consolidação dos resultados operacionais de quatro reatores (Bucaramanga, Cali, Cetesb e Kampur) apenas em relação ao tempo de detenção hidráulica no sistema (veja a Figura 7.9). Dessa forma, foram excluídos os resultados de sólidos do reator de Pedregal, por se mostrarem atípicos. Pode-se observar que as concentrações de sólidos no efluente são afetadas, de forma significativa, pelo tempo de detenção hidráulica do sistema, tendo variado na faixa de 20 a 100 mg/l.

Quando não há boa separação das fases sólida e líquida e/ou quando não são dadas descargas intencionais de lodo, fazendo com que o reator fique “cheio” de biomassa, o lodo perdido juntamente com o efluente aumentará tanto a concentração da DQO como da DBO_5 . A fim de eliminar a influência desses fatores na eficiência de remoção de matéria orgânica, avalia-se a DQO do efluente decantado em cone Imhoff, por 1 hora. O valor da DQO do efluente decantado pode variar de 60% a 80% do valor da DQO do efluente bruto, para θ_h entre 6 e 10 horas.

A partir do ajuste dos resultados operacionais dos quatro reatores, foi obtida uma curva que representa a concentração esperada de sólidos no efluente, de acordo com a Equação 7.13. Da mesma forma que para a DQO e para a DBO, é ressaltada a limitação dessa expressão, devido ao número bastante reduzido de dados utilizados para a determinação das constantes empíricas e também pelos grandes desvios observados entre os dados. Além disso, outras variáveis que interferem na concentração de sólidos no efluente não são consideradas na Equação 7.13.

$$SS = \frac{250}{\theta_h} + 10 \quad (7.13)$$

em que:

SS: concentração de sólidos suspensos no efluente (mg/l)

θ_h : tempo de detenção hidráulica (h)

250: constante empírica

10: constante empírica

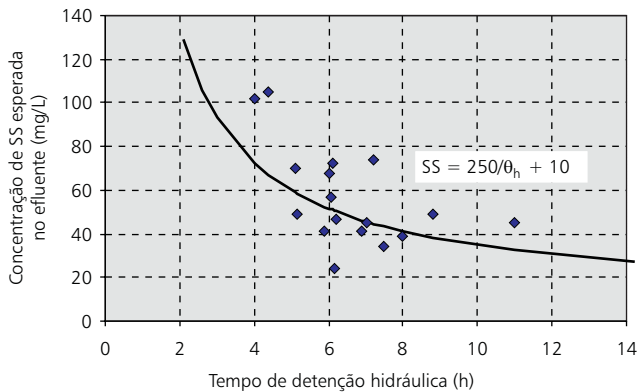


Figura 7.9 Concentrações de SS esperada no efluente de reatores UASB tratando esgotos domésticos.

Sistema de Distribuição do Afluente

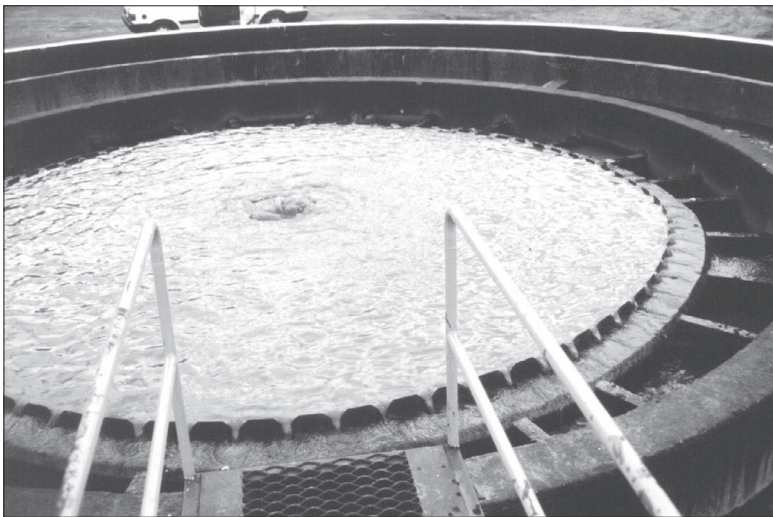
Para conseguir boa eficiência dos reatores de manta de lodo é essencial que o substrato afluente seja distribuído uniformemente na parte inferior dos reatores, de forma a garantir um contato íntimo entre a biomassa e o substrato. Para que isso ocorra, e para que seja obtido o maior proveito da biomassa presente nos reatores, é essencial, tanto quanto possível, que sejam evitados os caminhos preferenciais (curto-circuitos) por meio do leito de lodo. Isso é particularmente importante quando o processo é utilizado no tratamento de esgotos de baixa concentração (como esgotos domésticos) e/ou com baixas temperaturas, uma vez que nessas situações a produção de biogás pode ser muito baixa para permitir uma mistura adequada. Outros riscos potenciais para a ocorrência de curto-circuitos são:

- Pequena altura do leito de lodo.
- Pequeno número de distribuidores do afluente.
- Ocorrência de lodos com velocidades de sedimentação muito elevadas e/ou muito concentrados.

Compartimentos de Distribuição

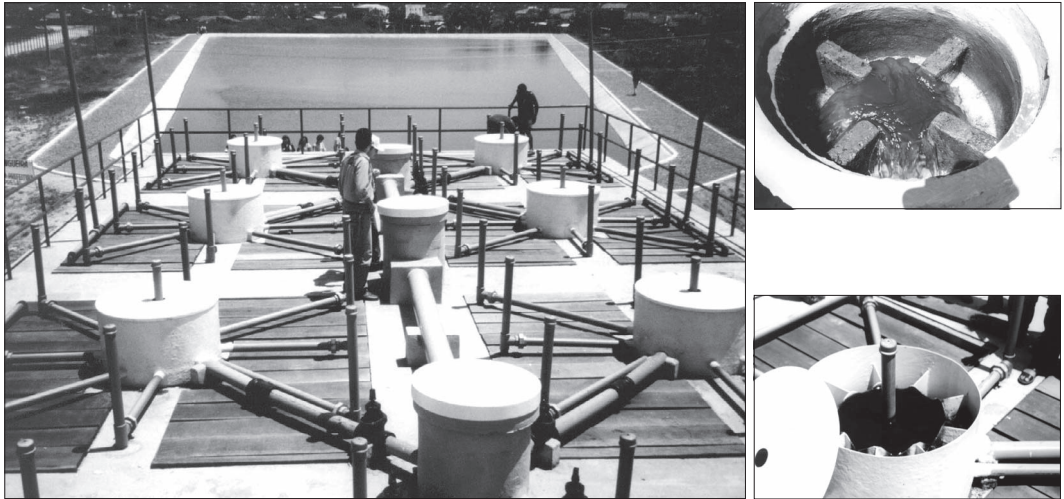
Nos reatores UASB, a garantia da distribuição equitativa do afluente é muito importante, a fim de garantir um melhor regime de mistura e diminuição da ocorrência de zonas mortas no leito de lodo. No entanto, tem-se observado que em alguns projetos são previstos canais de distribuição não compartimentados, que não possibilitam a individualização dos tubos distribuidores. Nesses casos, na eventualidade de um ou mais distribuidores ficarem parcial ou totalmente bloqueados (entupidos), torna-se difícil a identificação visual de tal ocorrência, uma vez que o aumento da perda de carga no(s) distribuidor(es) provocaria a elevação do nível de água ao longo de todo o canal de distribuição, e não individualmente sobre cada tubo distribuidor.

Dessa forma, a divisão equitativa da vazão afluente para os diversos tubos distribuidores deve ser feita por meio de pequenos compartimentos (caixas) alimentados por vertedores, sendo que cada caixa alimenta um único tubo de distribuição, que vai até o fundo do reator. Esses compartimentos, implantados na parte superior do reator, além de garantirem a distribuição uniforme dos esgotos em todo o fundo do tanque, possibilitam também a visualização de eventuais acréscimos na perda de carga por meio de cada um dos distribuidores. Uma vez detectado o aumento da perda de carga em um distribuidor, este pode ser facilmente desobstruído por meio de varões apropriados. Exemplos de estruturas de distribuição de afluente em reatores UASB são apresentados nas Figuras 7.10 e 7.11.



Fonte: ETE Nova Vista (Itabira, MG).

Figura 7.10 Estrutura de distribuição do afluente em um reator circular.



Fonte: ETE Mangueira (Recife, PE).

Figura 7.11 Estrutura de distribuição do afluente em um reator retangular.

Tubos de Distribuição

O encaminhamento dos esgotos desde os compartimentos de distribuição até o fundo do reator é feito por meio de tubos de distribuição. Os principais requisitos para esses tubos são os seguintes:

- O diâmetro deve ser grande o suficiente para proporcionar uma velocidade descendente do esgoto inferior a $0,2 \text{ m/s}$, de forma a propiciar que as bolhas de ar eventualmente arrastadas para dentro do tubo possam fazer o percurso ascensional (contrário ao do esgoto). A introdução de bolhas de ar no reator deve ser evitada pelas seguintes razões (van Haandel & Lettinga, 1994): i) podem provocar uma aeração do lodo anaeróbio, prejudicando a metanogênese; ii) podem causar mistura potencialmente explosiva com o biogás acumulado junto ao separador trifásico. Para o caso de tratamento de esgotos de baixa concentração, esse requisito de velocidade é usualmente atendido quando os tubos têm diâmetro da ordem de 75 mm .
- O diâmetro deve ser grande o bastante para evitar que os sólidos presentes no esgoto afluente provoquem a obstrução freqüente dos tubos. Nesse aspecto, a presença excessiva de sólidos no afluente pode aumentar a freqüência de obstrução dos tubos distribuidores, tornando-se essencial a previsão de um eficiente sistema de gradeamento para a remoção prévia dos sólidos. A experiência prática tem indicado que tubos de distribuição com diâmetros de 75 e 100 mm atendem satisfatoriamente a esse requisito.

- O diâmetro deve ser pequeno o suficiente para propiciar uma maior velocidade de fluxo junto à sua extremidade inferior (fundo do reator), favorecendo a boa mistura e um maior contato com o leito de lodo. Além disso, uma maior velocidade ajuda a evitar a deposição de sólidos inertes junto ao ponto de descarga do tubo. Este requisito é de certa forma incompatível com os anteriores, uma vez que a redução do diâmetro do tubo dificultará o movimento ascensional e liberação das bolhas de ar, além de aumentar as chances de entupimento do mesmo. Uma solução que pode ser adotada é a redução da seção da tubulação apenas junto à sua extremidade inferior, mantendo-se, no entanto, uma área suficiente para evitar o entupimento. Para o caso de tratamento de esgotos domésticos, a experiência prática tem indicado que bocais com diâmetro de aproximadamente 40 a 50 mm podem ser utilizados com o propósito de aumentar a velocidade na saída da tubulação. Para esses diâmetros, as velocidades de saída são usualmente superiores a 0,40 m/s, o suficiente para evitar a deposição de areia junto às extremidades dos tubos. Alternativamente aos bocais, podem ser feitas aberturas (janelas) nas extremidades laterais dos tubos de distribuição. Nesse caso, podem ser utilizadas duas aberturas com seção transversal de $25 \times 40 \text{ mm}^2$, que propiciam uma área equivalente a um bocal de diâmetro igual a 50 mm. Tais dispositivos são ilustrados na Figura 7.12.

As extremidades inferiores dos tubos de distribuição devem ser instaladas em pontos predeterminados, de acordo com a área de influência definida em projeto. A manutenção de uma posição fixa em relação ao fundo do reator é de fundamental importância.

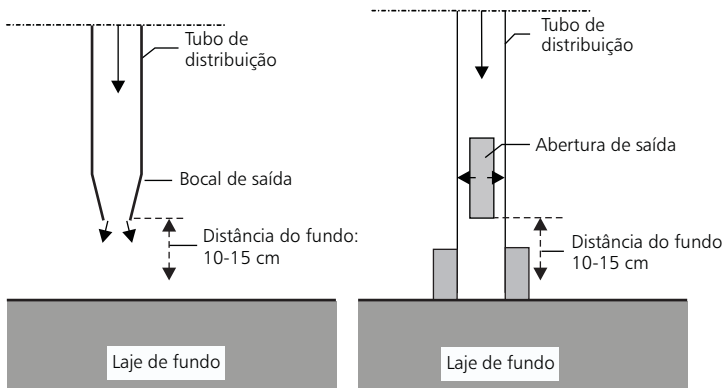


Figura 7.12 Exemplos de saídas de tubos de distribuição.

Número de Distribuidores

Conforme mencionado anteriormente, a correta distribuição dos esgotos, de modo a garantir um contato efetivo com a biomassa presente no reator, constitui-se em um dos aspectos mais importantes para o correto funcionamento do reator. O número de distribuidores é determinado em função da área da seção transversal do reator e da área de influência adotada para cada distribuidor, como a seguir:

$$N_d = \frac{A}{A_d} \quad (7.14)$$

em que:

N_d : número de distribuidores

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

A_d : área de influência de cada distribuidor (m^2)

Na Tabela 7.3 são apresentadas diretrizes preliminares para a determinação da área de influência de distribuidores de vazão em reatores de manta de lodo, em função do tipo de lodo e das cargas orgânicas aplicadas ao sistema.

Tabela 7.3 Diretrizes preliminares para a determinação da área de influência de distribuidores de vazão em reatores de manta de lodo.

Tipo de lodo	Carga orgânica aplicada ($kgDQO/m^3 \cdot d$)	Área de influência de cada distribuidor (m^2)
Denso e flocoento (concentração $> 40 kgSST/m^3$)	$< 1,0$	0,5-1,0
	1,0-2,0	1,0-2,0
	$> 2,0$	2,0-3,0
Medianamente denso e flocoento (concentração 20-40 $kgSST/m^3$)	$< 1,0$ -2,0	1,0-2,0
	$> 3,0$	2,0-5,0
Granular	$< 2,0$	0,5-1,0
	2,0-4,0	0,5-2,0
	$> 4,0$	$> 2,0$

Fonte: Lettinga & Hulshoff Pol (1995).

Para o caso de reatores tratando esgotos domésticos, usualmente desenvolve-se no sistema um lodo do tipo flocoento, com características de concentração média a elevada. Em relação às cargas orgânicas aplicadas ao sistema, estas são em geral da ordem de 1,0 a 3,0 $kgDQO/m^3 \cdot d$. Nessas situações, e de acordo com as diretrizes apresentadas na Tabela 7.3, verifica-se que a área de influência de cada distribuidor deve ser da ordem de 1,5 a 3,0 m^2 .

De acordo com levantamento efetuado por van Haandel & Lettinga (1994), têm sido utilizadas áreas de influência de distribuidores variando de 1,0 a 4,0 m², conforme apresentado na Tabela 7.4.

Tabela 7.4 Áreas de influência de distribuidores de vazão em reatores de manta de lodo tratando esgotos domésticos.

Sistema	Área de influência de cada distribuidor (m ²)
Itabira (Minas Gerais)	2,3 a 3,0
Pedregal (Paraíba)	2,0 a 4,0
São Paulo (Cetesb)	2,0
Bucaramanga (Colômbia)	2,9
Cali (Colômbia)	1,0 a 4,0
Kampur (Índia)	3,7

Fonte: Adaptado de van Haandel & Lettinga (1994).

Todavia, tem-se deparado com projetos que consideram uma área de influência de cada tubo distribuidor superior a 5 m². Nesses casos, o regime de mistura pode ficar comprometido durante a operação do reator, prejudicando o contato entre biomassa e substrato e favorecendo a criação de zonas mortas no leito de lodo. Como conseqüência, a eficiência esperada para o processo pode não ser alcançada.

No caso particular de reatores tronco-cônicos (veja a Figura 7.4), a área de influência dos tubos distribuidores não é uniforme ao longo da altura da câmara de digestão, uma vez que a seção transversal do reator aumenta ao longo de sua altura. Nesses casos, para garantir uma área de influência adequada para os distribuidores de vazão, deve-se considerar nos cálculos a seção transversal junto à parte mais profunda do reator (região na qual se localiza o leito de lodo mais concentrado), ou seja, junto ao primeiro metro de profundidade do reator.

Sabendo-se dos enormes benefícios advindos de um correto sistema de distribuição, e considerando-se o baixo custo dos tubos de distribuição, recomenda-se que as áreas de influência de cada distribuidor sejam da ordem de 2,0 a 3,0 m², para o caso do tratamento de esgotos domésticos com concentrações típicas de DQO (ordem 400 a 600 mg/l).

Separador Trifásico

O separador de gases, sólidos e líquidos (separador trifásico) é um dispositivo essencial que necessita ser instalado na parte superior do reator. O principal objetivo desse separador é a manutenção do lodo anaeróbio dentro do reator, possibilitando que o sistema seja operado com elevados tempos de retenção de sólidos (idade do lodo elevada). Isso é conseguido, inicialmente, por meio da separação do gás contido na mistura líquida, propiciando-se, como conseqüência, a manutenção de condições

ótimas de sedimentação no compartimento de decantação. Uma vez que a efetiva remoção do gás é conseguida, o lodo pode ser separado da massa líquida, no compartimento de decantação, e retornado ao compartimento de digestão.

Separação dos Gases

O projeto do dispositivo de separação de gases, sólidos e líquidos depende, de certa forma, das características da água residuária, do tipo de lodo presente no reator, da carga orgânica aplicada, da produção esperada de biogás e das dimensões do reator. Objetivando-se evitar a flotação do lodo e a conseqüente perda de biomassa do reator, as dimensões do separador devem ser tais que permitam a formação de uma interface líquido-gás no coletor de gases, suficiente para permitir a fácil liberação do gás “retido” no lodo. A taxa de liberação de biogás deve ser elevada o suficiente para vencer uma possível camada de espuma, mas baixa o bastante para prontamente liberar o gás do lodo, não permitindo, dessa forma, o arraste e a conseqüente acumulação do lodo nas tubulações de saída de gás. Souza (1986) recomenda taxas de liberação mínima de $1,0 \text{ m}^3\text{gás}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ e máxima de $3,0$ a $5,0 \text{ m}^3\text{gás}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. A determinação da taxa de liberação de biogás é feita por meio da seguinte equação:

$$T_{\text{gás}} = \frac{Q_{\text{gás}}}{A_i} \quad (7.15)$$

em que:

$T_{\text{gás}}$: taxa de liberação de biogás ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)

$Q_{\text{gás}}$: produção esperada de biogás (m^3/h)

A_i : área da interface líquido-gás (m^2)

Avaliação da Produção de Biogás

A avaliação da produção de biogás pode ser feita a partir da estimativa da carga de DQO afluente ao reator que é convertida em gás metano, conforme tratado no Capítulo 2 e Capítulo 10. De maneira simplificada, a determinação da parcela de DQO convertida em gás metano pode ser feita como a seguir:

$$Q_{\text{CH}_4} = 4 \cdot (S_0 - S) - Y_{\text{obs}} \cdot Q \quad (7.16)$$

em que:

Q_{CH_4} : carga de DQO convertida em metano ($\text{kgDQO}_{\text{CH}_4}/\text{d}$)

Q : vazão de esgoto afluente (m^3/d)

S_0 : concentração de DQO afluente (kgDQO/m^3)

S : concentração de DQO efluente (kgDQO/m^3)

Y_{obs} : coeficiente de produção de sólidos no sistema, em termos de DQO ($0,11$ a $0,23 \text{ kgDQO}_{\text{lodo}}/\text{kgDQO}_{\text{apl}}$)

A conversão da *massa* de metano (kgDQO_{CH₄}/d) em produção *volumétrica* (m³ CH₄/d) pode ser feita utilizando-se as equações seguintes:

$$Q_{\text{CH}_4} = \frac{4 \cdot 2 \cdot \text{CH}_4}{W} \quad (7.17)$$

em que:

Q_{CH₄}: produção volumétrica de metano (m³/d)

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

$$K(t) = \frac{P \cdot K}{R \cdot (273 + t)} \quad (7.18)$$

em que:

P: pressão atmosférica (1 atm)

K: DQO correspondente a um mol de CH₄ (64 gDQO/mol)

R: constante dos gases (0,08206 atm.L/mol · °K)

t: temperatura operacional do reator (°C)

Uma vez obtida a produção teórica de metano, pode-se estimar a produção total de biogás a partir do teor esperado de metano neste. Para o caso do tratamento de esgotos domésticos, os teores de metano no biogás são geralmente da ordem de 60% a 80%.

Separação dos Sólidos

Após a separação dos gases, o líquido e as partículas sólidas que deixam a manta de lodo têm acesso ao compartimento de decantação. Nesse compartimento, ocorrem condições ideais de sedimentação das partículas sólidas, devido às baixas velocidades ascensionais e à ausência de bolhas de gás. O retorno do lodo, retido no compartimento de decantação, ao compartimento de digestão, não requer qualquer medida especial, desde que sejam atendidas as seguintes diretrizes básicas:

- Instalação de defletores, localizados imediatamente abaixo das aberturas para o decantador, de forma a permitir a separação do biogás e propiciar que apenas o líquido e os sólidos adentrem ao compartimento de sedimentação.
- Execução das paredes do compartimento de decantação com inclinações sempre superiores a 45°. Idealmente, devem ser adotadas inclinações iguais ou superiores a 50°.
- Adoção de profundidades do compartimento de decantação na faixa de 1,5 a 2,0 m.
- Adoção de taxas de aplicação superficial e tempos de detenção hidráulica no compartimento de decantação de acordo com a Tabela 7.5.

Tabela 7.5 Taxas de aplicação superficial e tempos de detenção hidráulica no compartimento de decantação.

Vazão afluente	Taxa de aplicação superficial (m/h)	Tempo de detenção hidráulica (h)
Vazão média	0,6-0,8	1,5-2,0
Vazão máxima	< 1,2	> 1,0
Picos temporários*	< 1,6	> 0,6

* Picos de vazão com duração entre 2 e 4 horas.

Aberturas para o Decantador

As aberturas que possibilitam a passagem dos esgotos para o compartimento de decantação devem ser projetadas de forma a possibilitar:

- a separação dos gases antes que os esgotos tenham acesso à zona de decantação, favorecendo a sedimentação dos sólidos no decantador. Para tanto, o projeto das aberturas deve prever uma adequada superposição do defletor de gases, de forma a garantir a correta separação das fases gasosa e líquida;
- a retenção dos sólidos no compartimento de digestão, por meio da manutenção de velocidades nas aberturas inferiores às faixas recomendadas na Tabela 7.6;
- o retorno dos sólidos, sedimentados no decantador, para o compartimento de digestão. Esse retorno dos sólidos deve ocorrer a partir da previsão de inclinações adequadas das paredes do decantador e dos defletores de gases, e também da manutenção de velocidades compatíveis por meio das aberturas.

Tabela 7.6 Velocidades nas aberturas (passagens) para o decantador.

Vazão afluente	Velocidade (m/h)
Vazão média	< 2,0-2,3
Vazão máxima	< 4,0-4,2
Picos temporários*	< 5,5-6,0

* Picos de vazão com duração entre 2 e 4 horas.

Tempo de Detenção no Decantador

O tempo de detenção hidráulica recomendado no compartimento de decantação é da ordem de 1 a 2 horas, conforme apresentado na Tabela 7.5. Verificações efetuadas em projetos já implantados têm indicado que os tempos de detenção para as vazões médias de início e final de plano nem sempre encontram-se dentro da faixa preconizada. Para reatores alimentados por meio de estações elevatórias, a tendência é que os tempos de detenção sejam ainda mais reduzidos, chegando algumas vezes a 0,5 hora para a condição de duas ou mais bombas em operação.

Nas situações em que as velocidades, por meio das aberturas, são elevadas e o tempo de detenção no decantador é reduzido, é de se esperar elevada perda de sólidos no efluente e a eventual falha do sistema de tratamento.

Coleta do Efluente

A coleta do efluente do reator é efetuada em sua parte superior, junto ao compartimento de decantação. Os dispositivos usuais que têm sido utilizados para a coleta do efluente são as placas com vertedores triangulares e os tubos perfurados submersos.

No caso de utilização de uma canaleta com vertedores triangulares (veja a Figura 7.13), cuidados especiais devem ser dirigidos ao nivelamento da mesma, uma vez que pequenos desníveis na calha vertedora podem representar uma variação significativa da vazão coletada nos diferentes pontos da mesma. Como dispositivo complementar à calha vertedora, deve-se prever um retentor de espuma ao longo da mesma, imerso cerca de 20 cm. Outro cuidado em relação às calhas refere-se à possibilidade de liberação de gases, em função da turbulência junto aos vertedores. Nesse sentido, as saídas afogadas, sem turbulência do efluente, são mais indicadas.



Fonte: ETE Nova Vista (Itabira, MG).

Figura 7.13 Dispositivo de coleta do efluente (placa com vertedores triangulares).

A alternativa de utilizar tubos submersos para a coleta do efluente tem se mostrado bastante eficiente, principalmente em três aspectos:

- Por serem dispositivos submersos, a manutenção de vazões uniformes nos furos é favorecida, sendo menos importantes os requisitos de nivelamento dos tubos coletores.
- A utilização de tubos afogados diminui ou elimina os riscos de turbulência, assim como da liberação de gases e maus odores.
- Com a coleta submersa não há a necessidade de se utilizarem retentores de espuma, uma vez que o efluente é retirado abaixo da camada de espuma.

Uma das desvantagens do sistema de coleta por meio de tubos submersos é a possibilidade de acumulação de sólidos nos furos e no interior da tubulação. Como a limpeza nem sempre é possível, recomenda-se que os tubos sejam assentados com uma inclinação mínima de 1%, a fim de favorecer a autolimpeza dos mesmos.

Sistema de Gases

Alguns projetos de reatores não prevêem compartimentos de gases, sendo a liberação destes efetuada diretamente para a atmosfera. Além da inexistência de tais compartimentos, a área da interface líquido-gás é, via de regra, bastante elevada, o que resulta em reduzida taxa de liberação de biogás, dificultando a sua liberação e favorecendo a formação de camadas densas de espuma. Outro aspecto relevante refere-se à formação de uma camada solidificada de “espuma” nos reatores que não dispõem de compartimentos herméticos de gases (veja a Figura 7.14).



Fonte: ETE Nova Vista (Itabira, MG).

Figura 7.14 Camada solidificada de espuma no compartimento de gases de um reator anaeróbio tipo RALF.

A liberação do biogás de forma descontrolada na atmosfera é detrimental, não apenas pela possibilidade de ocorrência de maus odores, mas, principalmente, pelos riscos inerentes ao gás metano que é combustível e pode ser explosivo em certas misturas com o oxigênio. Dessa forma, o biogás produzido no reator deve ser coletado, medido e, posteriormente, utilizado ou queimado. O sistema de retirada do biogás, a partir da interface líquido-gás no interior do reator, é composto de:

- tubulação de coleta;
- compartimento hermético com selo hídrico e purga de biogás;
- medidor de biogás (opcional);
- reservatório de biogás (tanque pulmão).

Nos casos em que o biogás não é aproveitado, o reservatório (tanque pulmão) é substituído por uma válvula corta-chama e um queimador de gases, preferencialmente localizados a uma distância segura do reator, conforme ilustrado nas Figuras 7.15 e 7.16.

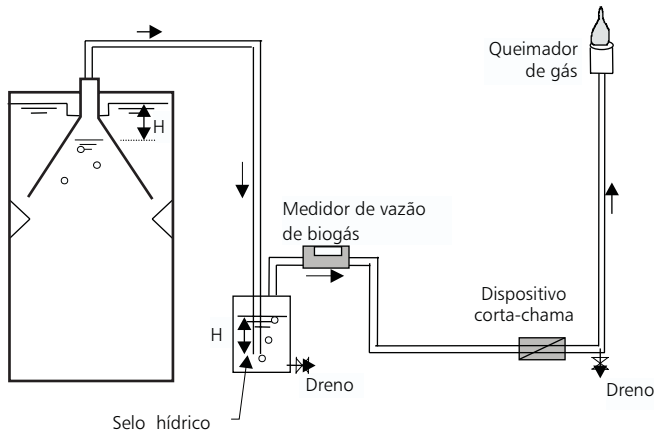


Figura 7.15 Diagrama de um sistema de gases em reatores UASB.

O medidor de vazão de biogás constitui-se em dispositivo importante para o monitoramento da quantidade de gás produzida no sistema, essencial para a avaliação da eficiência do processo. A fim de evitar danos aos medidores, provocados pelo arraste de líquidos condensados ao longo das tubulações coletoras, a velocidade média de escoamento do biogás não deve ultrapassar 3,5 m/s.

Considerações mais aprofundadas sobre a coleta, o tratamento e a destinação dos gases gerados em reatores anaeróbios são apresentadas no Capítulo 10.



Fonte: ETE Coqueiro (Belém, PA).

Figura 7.16 Vista de um queimador de gases de um reator UASB.

Sistema de Amostragem e de Descarte de Lodo

O projeto do reator deve contemplar um conjunto de registros e tubulações que permita tanto a amostragem quanto o descarte dos sólidos presentes no reator.

Sistema de Amostragem de Lodo

O sistema de amostragem é usualmente constituído por uma série de registros instalados ao longo da altura do compartimento de digestão, a fim de possibilitar o monitoramento do crescimento e da qualidade da biomassa no reator. Uma das rotinas operacionais mais importantes no sistema de tratamento consiste em avaliar a quantidade e a atividade da biomassa presente no reator, por meio de dois mecanismos básicos:

- Determinação do perfil de sólidos e da massa de microrganismos presentes no sistema, conforme exemplificado no Capítulo 9 (Exemplo 9.1).
- Avaliação da atividade metanogênica específica da biomassa, conforme exemplificado no Capítulo 9.

O monitoramento contínuo da biomassa presente no reator possibilitará à operação maiores ações de controle sobre os sólidos no sistema, como, por exemplo:

- Identificação da altura e da concentração do leito de lodo no reator, possibilitando o estabelecimento de estratégias de descarte (quantidade e frequência de descarte).
- Determinação dos pontos ideais de descarte de lodo, em função dos resultados dos testes de atividade metanogênica específica e das características do lodo;

Dessa forma, a fim de possibilitar a retirada e caracterização da biomassa nos diferentes níveis do compartimento de digestão, recomenda-se a instalação de tubulações dotadas de registros, a partir da base do reator, com as seguintes características:

- Espaçamento: 50 cm.
- Diâmetro: 1½ a 2 polegadas.
- Tipo: registro de esfera.

Sistema de Descarte de Lodo

O sistema de descarte de lodo destina-se à extração periódica do lodo que cresce em excesso no reator, possibilitando também a retirada de material inerte que eventualmente venha a se acumular no fundo do reator. Devem ser previstos pelo menos dois pontos de descarte de lodo, um junto ao fundo do reator e outro à aproximadamente 1,0 a 1,5 m acima do fundo (dependendo da altura do compartimento de digestão), de forma a propiciar maior flexibilidade operacional. Recomenda-se um diâmetro mínimo de 100 mm para as tubulações de descarte de lodo.

Produção de Lodo

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

Algumas características importantes dos lodos anaeróbios provenientes de reatores UASB são:

- Elevado grau de estabilização, devido ao elevado tempo de residência celular no sistema de tratamento, o que possibilita o seu encaminhamento a unidades de desidratação (secagem) sem qualquer etapa prévia de tratamento.

- Elevada concentração de sólidos, usualmente da ordem de 3% a 5%, possibilitando o descarte de menores volumes de lodo.
- Facilidade de desidratação.
- Possibilidade de utilização do lodo seco como fertilizante na agricultura, desde que tomados os cuidados necessários devido à presença de patógenos.

A estimativa da produção de lodo em reatores UASB pode ser feita por meio da seguinte equação:

$$P_{\text{lodo}} = Y \cdot \text{DQO}_{\text{apl}} \quad (7.19)$$

em que:

P_{lodo} : produção de sólidos no sistema (kgSST/d)

Y : coeficiente de produção de sólidos no sistema (kgSST/kgDQO_{apl})

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

Os valores de Y reportados para o tratamento de esgotos domésticos são da ordem de 0,10 a 0,20 kgSST/kgDQO_{apl}.

A avaliação da produção volumétrica de lodo pode ser feita a partir da seguinte equação:

$$V_{\text{lodo}} = \frac{P_{\text{lodo}}}{\gamma \cdot C} \quad (7.20)$$

em que:

V_{lodo} : produção volumétrica de lodo (m³/d)

γ : densidade do lodo (usualmente da ordem de 1.020 a 1.040 kg/m³)

C : concentração do lodo (%)

Informações complementares sobre a avaliação da produção de lodo em reatores UASB são apresentadas no Capítulo 9 (Exemplo 9.2). Considerações sobre o tratamento e a destinação final de lodos gerados em reatores UASB são apresentadas no Capítulo 11.

Pré-tratamento dos Esgotos

Conforme abordado no Capítulo 2, os reatores anaeróbios de alta taxa são projetados com volumes bem mais reduzidos que os sistemas anaeróbios convencionais, razão pela qual a entrada de sólidos não-biodegradáveis no sistema é altamente detrimental ao processo de tratamento. A acumulação desse material no reator leva à formação de zonas mortas e de caminhos preferenciais, diminuindo significativamente o volume de biomassa no sistema e a eficiência do processo de tratamento.

Dessa forma, o tratamento de esgotos por meio de reatores de alta taxa só é possível caso o fluxograma da estação de tratamento incorpore unidades de tratamento preliminar (grades e caixa de areia), destinadas à remoção dos sólidos grosseiros e dos sólidos inorgânicos sedimentáveis presentes nos esgotos.

Resumo dos Critérios e Parâmetros de Projeto

Um resumo dos principais critérios e parâmetros que norteiam o projeto de reatores UASB para o tratamento de esgotos domésticos, conforme abordado nos itens anteriores, é apresentado nas Tabelas 7.7 e 7.8.

Tabela 7.7 Resumo dos principais critérios e parâmetros hidráulicos para o projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos.

Critério/parâmetro	Faixa de valores, em função da vazão		
	para $Q_{méd}$	para $Q_{máx}$	para $Q_{pico}^{(*)}$
Carga hidráulica volumétrica ($m^3/m^3 \cdot d$)	< 4,0	< 6,0	< 7
Tempo de detenção hidráulica (h)**	6-9	4-6	> 3,5-4
Velocidade ascendente do fluxo (m/h)	0,5-0,7	0,9-1,1	< 1,5
Velocidade nas aberturas para o decantador (m/h)	2,0-2,3	< 4,0-4,2	< 5,5-6,0
Taxa de aplicação superficial no decantador (m/h)	0,6-0,8	< 1,2	< 1,6
Tempo de detenção hidráulica no decantador (h)	1,5-2,0	> 1,0	> 0,6

* Picos de vazão com duração entre 2 e 4 horas.

** Para temperatura do esgoto na faixa de 20°C a 26°C.

Tabela 7.8 Outros critérios e parâmetros para o projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos.

Critério/parâmetro	Faixa de valores
Distribuição do afluente	
Diâmetro do tubo de distribuição do afluente (mm)	75-100
Diâmetro do bocal de saída do tubo de distribuição (mm)	40-50
Desnível entre a soleira do tubo de distribuição e o NA do decantador (m)	0,20-0,30
Distância entre o bocal de saída e o fundo do reator (m)	0,10-0,15
Área de influência de cada tubo de distribuição (m^2)	2,0-3,0
Coleta do biogás	
Taxa mínima de liberação de biogás ($m^3/m^2 \cdot h$)	1,0
Taxa máxima de liberação de biogás ($m^3/m^2 \cdot h$)	3,0-5,0
Concentração de metano no biogás (%)	60-80

Tabela 7.8 Outros critérios e parâmetros para o projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos. (continuação)

Critério/parâmetro	Faixa de valores
Compartimento de decantação	
Trespasse dos defletores de gases em relação à abertura para o decantador (m)	0,10-0,15
Inclinação das paredes do decantador (°)	> 45
Profundidade do compartimento de decantação (m)	1,5-2,0
Coleta do efluente	
Submersão do retentor de espuma ou do tubo de coleta do efluente (m)	0,20-0,30
Número de vertedores triangulares (unidades/m ² de reator)	1-2
Produção e amostragem do lodo	
Coefficiente de produção de sólidos (kgSST/kgDQO _{apl})	0,10-0,20
Coefficiente de produção de sólidos, em termos de DQO (kgDQO _{lodo} /kgDQO _{apl})	0,11-0,23
Concentrações esperadas do lodo de descarte (%)	2-5
Densidade do lodo (kgSST/m ³)	1020-1040
Diâmetro das tubulações de descarte de lodo (mm)	100-150
Diâmetro das tubulações de amostragem de lodo (mm)	25-50

7.5 Aspectos Construtivos

Altura do Reator

A altura de reatores de manta de lodo é função precípua do tipo de lodo, das cargas orgânicas aplicadas e/ou cargas hidráulicas volumétricas que definem as velocidades ascendentes impostas ao sistema. No caso do tratamento de esgotos domésticos, em reatores que desenvolvem predominantemente o lodo tipo floculento, as velocidades ascendentes impostas ao sistema conduzem a reatores com alturas úteis entre 4,0 e 5,0 m, assim distribuídas:

- Altura do compartimento de decantação: 1,5 a 2,0 m.
- Altura do compartimento de digestão: 2,5 a 3,5 m.

Materiais Empregados

Considerando que a degradação anaeróbia de determinados compostos pode levar à formação de subprodutos altamente agressivos, aliados às próprias características dos esgotos, os materiais utilizados na construção de reatores anaeróbios devem preencher também o requisito básico de resistir à corrosão.

Por questões construtivas e de custo, o concreto e o aço têm sido os materiais mais empregados na construção de reatores UASB, sendo normalmente feita uma

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

Proteção Anti-corrosiva

A resistência à corrosão pode ser intrínseca ao próprio material (por exemplo, PVC, fibra de vidro) ou pode ser conferida ao mesmo por meio de aditivos e revestimentos especiais (por exemplo, concreto, aço). No caso do emprego do aço como material de construção dos reatores, os cuidados para evitar a corrosão devem ser ainda maiores, incluindo a utilização de aços especiais (como o SAC 41) e o controle rigoroso dos revestimentos empregados.

No caso de reatores em concreto armado, a preocupação com a proteção da estrutura deve-se iniciar já na fase de construção da unidade, com a produção de um concreto de resistência química adequada. Nesse sentido, alguns fatores devem ser considerados a fim de se obterem baixas taxas de absorção e de permeabilidade (Libório, 1990):

- Utilização de concreto com baixa relação água/cimento.
- Compactação rigorosa do concreto.
- Adequado processo de cura.
- Escolha de um cimento apropriado (Portland pozolânico).

Complementarmente, pode-se melhorar ou inibir os efeitos da degradação por meio da aplicação de revestimentos resistentes a ácidos. Um estudo bastante criterioso em relação às vantagens e desvantagens de diferentes tipos de revestimentos foi desenvolvido por Fortunato et al. (1998), que recomendam como possíveis soluções de revestimento a pintura do reator com borracha clorada ou epóxi betuminoso. Esses materiais funcionam como barreiras químicas para as superfícies de concreto expostas a ambientes de média e alta agressividade. Na Tabela 7.9 são apresentadas algumas características comparativas desses dois tipos de revestimento.

Tabela 7.9 Revestimentos de concreto (características comparativas).

Revestimento	Vantagens	Desvantagens
borracha clorada	<ul style="list-style-type: none"> ● menor custo 	<ul style="list-style-type: none"> ● baixa resistência a ácidos graxos
epóxi betuminoso	<ul style="list-style-type: none"> ● boa resistência a ácidos graxos ● pode ser aplicado com espessuras maiores e menor número de demãos ● apresenta menor permeabilidade 	<ul style="list-style-type: none"> ● custo mais elevado

Custos de Reatores UASB

Os custos de construção de reatores UASB têm sido bastante variados (10 a 40 dólares *per capita*), com valores médios usuais se situando na faixa de \$20/hab a \$30/hab, excluído o valor de aquisição do terreno.

Em relação aos custos de operação e manutenção de reatores UASB, os valores reportados também têm variado bastante (cinquenta centavos a dois dólares *per capita* por ano), com valores médios se situando na faixa de \$1,00 a \$1,50/hab · ano.

7.6 Aspectos Operacionais

Introdução

A redução do período necessário à partida e à melhoria do controle operacional dos processos anaeróbios são fatores importantes para aumentar a eficiência e a competitividade dos sistemas anaeróbios de alta taxa. No entanto, é muito difícil uma discussão mais crítica das semelhanças, diferenças e vantagens dos diferentes sistemas anaeróbios de alta taxa, em relação à partida, à operação e ao monitoramento, uma vez que o comportamento do processo depende fundamentalmente das características do esgoto a ser tratado.

De maneira geral, os processos anaeróbios de alta taxa podem ser operados com cargas orgânicas bem superiores às dos reatores anaeróbios convencionais, mas muitas vezes esses processos de elevada eficiência necessitam de períodos mais longos para a partida, melhor controle operacional e quadro de operadores mais qualificados, para que o desempenho máximo do sistema seja alcançado, sem contudo colocar o processo em risco de falha. Do ponto de vista prático, é mais econômico operar o reator com cargas mais baixas, diminuindo, dessa forma, os esforços para o controle da operação e do processo.

A partida dos reatores anaeróbios e, em menor escala, a própria operação dos mesmos, têm sido encaradas pelos técnicos da área como uma barreira, possivelmente devido a experiências mal sucedidas, ligadas à utilização de metodologias menos fundamentadas. Nesse sentido, a sistematização dos procedimentos operacionais é de grande importância, principalmente durante a partida de sistemas de alta taxa, notadamente de reatores de manta de lodo.

A partida de reatores anaeróbios pode ser definida como o período transiente inicial, marcado por instabilidades operacionais. Basicamente, a partida pode ser conseguida de três formas distintas:

- Utilizando-se lodo de inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado: a partida do sistema procede-se de forma rápida e satisfatória, não havendo a necessidade de adaptação do lodo.

- Utilizando-se lodo de inóculo não adaptado ao esgoto a ser tratado: neste caso, a partida do sistema passa por um período de adaptação, incluindo uma fase de seleção microbiana.
- Sem a utilização do lodo de inóculo: esta é considerada a forma mais desfavorável de proceder a partida do sistema, uma vez que haverá a necessidade de inocular o reator com os próprios microrganismos contidos no esgoto afluente. Como a concentração de microrganismos no esgoto é muito pequena, o tempo demandado para a retenção e seleção de uma elevada massa microbiana pode ser bastante prolongado (da ordem de 3 a 4 meses).

Considerações e Critérios para a Partida do Sistema

Preliminares

O sucesso da aplicação dos processos anaeróbios de alta taxa está condicionado ao atendimento de uma série de requisitos, os quais se relacionam principalmente à concentração e à atividade da biomassa presente, e também ao regime de mistura e padrão de fluxo do reator. Isso se todos os fatores ambientais (temperatura, pH, alcalinidade etc.) estiverem na faixa ótima.

Os objetivos mais comuns a serem alcançados na operação dos processos anaeróbios de alta taxa são o controle do tempo de detenção de sólidos, independente do tempo de detenção hidráulica, a prevenção de acumulação de sólidos suspensos inertes no reator e o desenvolvimento de condições favoráveis para o transporte de massa. Esses objetivos são, via de regra, alcançados a partir do projeto e da construção dos reatores bem elaborados e de procedimentos adequados durante a partida e operação do sistema.

Volume de Inóculo para a Partida do Processo

O volume de inóculo (lodo de semeadura) para a partida do sistema é usualmente determinado em função da carga biológica inicial aplicada ao sistema de tratamento. A carga biológica ($\text{kgDQO}/\text{kgSSV} \cdot \text{d}$) é o parâmetro que caracteriza a carga orgânica aplicada ao sistema em relação à quantidade de biomassa presente no reator (veja a Equação 7.7).

Os valores de carga biológica a serem aplicados durante a partida dependem essencialmente do tipo de inóculo empregado e da adaptação deste ao esgoto a ser tratado. Quando possível, recomenda-se que a carga biológica para a partida seja determinada por meio de testes de atividade metanogênica específica do lodo. Na impossibilidade de realização de tais testes, são utilizadas cargas biológicas durante a partida do processo na faixa de 0,1 a 0,5 $\text{kgDQO}/\text{kgSSV} \cdot \text{d}$. Estas cargas iniciais deverão ser aumentadas gradativamente, em função da eficiência do sistema. A carga biológica, durante o regime permanente aparente, pode atingir, de acordo com o tipo de afluente a ser tratado, valores em torno de 2,0 $\text{kg DQO}/\text{kg SSV} \cdot \text{d}$.

Carga Hidráulica Volumétrica

A carga hidráulica volumétrica equivale à quantidade (volume) de esgotos aplicados diariamente ao reator, por unidade de volume deste (veja a Equação 7.2). A carga hidráulica produz pelo menos três diferentes efeitos sobre a biomassa do reator durante a partida do sistema:

- A carga hidráulica retira toda a biomassa com características de sedimentação precária, criando, dessa maneira, espaço para a nova biomassa que está crescendo.
- Com a retirada do lodo que não possui boas propriedades de sedimentação, verifica-se uma seleção sobre a biomassa ativa.
- A carga hidráulica tem grande influência sobre as características de mistura do reator, principalmente durante a partida do sistema.

Produção de Biogás

Nos reatores de manta de lodo, a produção de biogás é muito importante para a boa mistura do leito de lodo. Entretanto, taxas muito elevadas de produção de gás podem afetar negativamente a partida do processo, porque o lodo pode se expandir excessivamente em direção à parte superior do reator, sendo perdido juntamente com o efluente.

Temperatura

A temperatura ideal de operação de reatores anaeróbios é na faixa de 30°C a 35°C, quando o crescimento da maioria dos microrganismos anaeróbios mesofílicos é considerado ótimo. No caso do tratamento de esgotos domésticos, essa faixa de temperatura é dificilmente atingida, uma vez que a temperatura média dos esgotos afluentes ao sistema usualmente se situa na faixa de 20°C a 26°C, dependendo da região brasileira.

Nessas condições subótimas de temperatura, a partida de reatores anaeróbios se processará mais facilmente com a inoculação de suficientes quantidades de lodo anaeróbio, de preferência adaptado ao tipo de esgoto, podendo ser usado lodo proveniente de tanques sépticos.

Fatores Ambientais

Para uma partida ótima do sistema, é desejável que os fatores ambientais sejam favoráveis aos processos anaeróbios, estando de acordo com as seguintes diretrizes principais:

- Quando possível, a temperatura no interior dos reatores deve ser próxima à faixa ótima de crescimento das bactérias anaeróbias mesofílicas (30°C a 35°C). No caso do tratamento de esgotos domésticos, tais temperaturas não são factíveis de serem atingidas, fazendo com que a partida do sistema não se dê em condições ótimas de temperatura.

- O pH deve ser mantido sempre acima de 6,5 e preferencialmente na faixa de 6,8 a 7,2.
- Todos os fatores de crescimento (N, P, S e micronutrientes) devem estar presentes em quantidades suficientes.
- Os compostos tóxicos devem estar ausentes ou abaixo de concentrações inibidoras. Caso contrário, deve ser propiciado tempo suficiente para a adaptação das bactérias.

Adaptação e Seleção da Biomassa

A primeira partida de um reator anaeróbio é um processo relativamente delicado. No caso dos reatores de manta de lodo, a remoção suficiente e contínua da fração mais leve do lodo é essencial, de forma a propiciar a seleção do lodo mais pesado para crescimento e agregação. As principais diretrizes para a adaptação e seleção da biomassa em reatores de manta de lodo são as seguintes (Lettinga et al., 1984):

- Não retornar ao reator o lodo disperso perdido juntamente com o efluente.
- Promover a diluição do afluente ou a recirculação do efluente, quando a concentração da água residuária for superior a 5.000 mgDQO/l.
- Aumentar a carga orgânica progressivamente, sempre que a remoção de DBO/DQO atingir pelo menos 60%.
- Manter as concentrações de ácido acético abaixo de 1.000 mg/l. No caso do tratamento de esgotos domésticos, as concentrações de ácido acético no reator são bem inferiores, devendo ser mantidas abaixo de 200 a 300 mg/l.
- Prover a alcalinidade necessária ao sistema, de forma a manter o pH próximo a 7.

Procedimentos Que Antecedem a Partida de um Reator

Caracterização do Esgoto Bruto

A fim de estabelecer a rotina de partida do reator anaeróbio, deve-se proceder também uma campanha de caracterização qualitativa e quantitativa do esgoto bruto afluente ao sistema de tratamento.

Caracterização do Lodo de Inóculo

Definida a utilização de lodo de inóculo para a partida do reator, devem ser realizadas análises para a sua caracterização qualitativa e quantitativa, incluindo os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade bicarbonato, ácidos graxos voláteis, sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT) e atividade metanogênica específica (AME). Além dos parâmetros referidos acima, deve-se proceder com uma caracterização visual e olfativa do lodo.

Estimativa do Volume de Lodo de Inóculo Necessário à Partida do Reator

Com base nos resultados das análises de caracterização do lodo e do esgoto afluente ao sistema de tratamento, pode-se estimar o volume de inóculo necessário à partida do reator, conforme exemplificado a seguir:

Exemplo 7.1

Estimar a quantidade de lodo necessária para a inoculação de um reator UASB, sendo conhecidos os seguintes elementos:

- Vazão afluente: 20,0 L/s (adotada como média do período de medição).
- Concentração dos esgotos: 500 mgDQO/l (adotada como média do período de caracterização).
- Concentração de sólidos voláteis totais (SVT) no lodo de inóculo: 3% (adotada como média das amostras analisadas).
- Densidade do lodo de inóculo: 1020 kg/m³.
- Volume do reator: 580 m³.
- Carga biológica adotada durante a partida do reator: 0,5 kgDQO/kgSVT · d.

Solução

- Carga orgânica aplicada (L_o):
 $L_o: Q_{\text{méd}} \cdot \text{Concentração de DQO total do esgoto} =$
 $1.728 \text{ m}^3/\text{dia} \cdot 0,500 \text{ kgDQO/m}^3$
 $L_o: 864 \text{ kgDQO/dia}$
- Massa de inóculo necessária (M_i):
 $M_i: \text{Carga orgânica aplicada} / \text{Carga biológica admissível}$
 $M_i: (864 \text{ kgDQO/d}) / (0,5 \text{ kgDQO/kgSVT} \cdot \text{d})$
 $M_i: 1.728 \text{ kg SVT}$
- Volume de inóculo resultante (V_i):
 $V_i: \text{Massa de inóculo} / (\text{Densidade do lodo} \cdot \text{Concentração de SVT}) -$
 $\text{veja a Equação 7.20}$
 $V_i: 1.728 \text{ kgSVT} / (1020 \text{ kgSVT/m}^3 \cdot 0,03)$
 $V_i: 56,4 \text{ m}^3$

Como o volume de inóculo necessário é relativamente elevado (56,4 m³, aproximadamente 10% do volume do reator), equivalente a aproximadamente 8 caminhões-tanque, pode-se avaliar a possibilidade de não aplicação da carga orgânica total, desviando-se parte dos esgotos afluentes para o extravasor.

Procedimentos Durante a Partida de um Reator Anaeróbio

Os procedimentos durante a partida de um reator referem-se principalmente: i) à inoculação; ii) à alimentação com esgotos; e iii) ao monitoramento do processo. Apresentam-se nos itens seguintes alguns dos procedimentos adotados durante a partida de um reator de manta de lodo na cidade de Itabira, MG (Chernicharo et al., 1996).

Inoculação do Reator

A inoculação pode-se dar tanto com o reator cheio quanto vazio, embora seja preferível a inoculação com o reator vazio, a fim de diminuir as perdas de lodo durante o processo de sua transferência. Para essa segunda situação, os procedimentos adotados foram os seguintes:

- Transferir o lodo de inóculo para o reator, cuidando para que o mesmo seja descarregado no fundo do reator. Evitar turbulências e contato excessivo com o ar.
- Deixar o lodo em repouso por um período aproximado de 12 a 24 horas, possibilitando a sua adaptação gradual à temperatura ambiente.

Alimentação do Reator com Esgotos

- Após o término do período de repouso, iniciar a alimentação do reator com esgotos, até que o mesmo atinja aproximadamente a metade de seu volume útil.
- Deixar o reator sem alimentação por período de 24 horas. Ao término deste período, e antes de iniciar uma próxima alimentação, coletar amostras do sobrenadante do reator e efetuar análises dos seguintes parâmetros: temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e DQO. Caso estes parâmetros estejam dentro das faixas de valores aceitáveis, prosseguir o processo de alimentação. Valores aceitáveis: pH entre 6,8 e 7,4 e ácidos voláteis abaixo de 200 mg/l (como ácido acético).
- Continuar o processo de enchimento do reator, até que o mesmo atinja o seu volume total (nível dos vertedores do decantador).
- Deixar o reator novamente sem alimentação por outro período de 24 horas. Ao término deste período, retirar novas amostras para serem analisadas e proceder como anteriormente.
- Caso os parâmetros analisados estejam dentro das faixas estabelecidas, propiciar a alimentação contínua do reator, de acordo com a quantidade de inóculo utilizada e com a percentagem de vazão a ser aplicada.
- Implantar e proceder monitoramento de rotina do processo de tratamento.
- Proceder aumento gradual da vazão afluyente, inicialmente a cada 15 dias, de acordo com a resposta do sistema. Este intervalo poderá ser ampliado ou reduzido, dependendo dos resultados obtidos.

Monitoramento do Processo de Tratamento

Para o monitoramento do processo de tratamento deve ser definida a rotina de coleta de amostras e os parâmetros físico-químicos a serem analisados. Apresenta-se a seguir o programa de monitoramento adotado durante a partida do reator de manta de lodo da cidade de Itabira, MG.

Tabela 7.10 Programa de monitoramento de um reator UASB durante a partida.

Parâmetro	Unidade	Pontos e frequência de amostragem		
		Afluentes	Reator	Efluente
Produção de biogás	m ³ /d	-	diária	-
Composição do biogás	% CH ₄	-	semanal	-
Temperatura	°C	diária	diária	-
pH	-	diária	diária	-
Alcalinidade bicarbonato	mg/l	3 x semana	-	3 x semana
Ácidos voláteis	mg/l	3 x semana	-	3 x semana
Sólidos suspensos (SS)	mg/l	3 x semana	-	3 x semana
Sólidos totais (ST) ⁽¹⁾	mg/l	-	mensal	-
Sólidos voláteis totais (SVT) ⁽¹⁾	mg/l	-	mensal	-
Sólidos sedimentáveis	ml/l	diária	-	diária
DQO total	mg/l	3 x semana	-	3 x semana
DQO filtrada ou decantada	mg/l	3 x semana	-	3 x semana
DBO total	mg/l	1 x semana	-	1 x semana
Nitrogênio total (NTK)	mg/l	quinzenal	-	quinzenal
Fósforo total	mg/l	quinzenal	-	quinzenal
Atividade metanogênica específica	gDQO/gSV · d	-	quinzenal	-

1. As análises de sólidos totais devem ser efetuadas em vários pontos ao longo da altura do leito e da manta de lodo (3 a 6 pontos), de forma a obter o perfil e a massa de sólidos no interior do reator. No caso da determinação de produção de lodo, tomar amostras semanais (ver Capítulo 9).
2. A frequência das análises pode ser reduzida ao longo da partida de processo, de acordo com os resultados obtidos.

Considerações sobre o controle operacional de reatores anaeróbios, notadamente durante a operação em regime permanente aparente, são apresentadas no Capítulo 9.

Referências Bibliográficas

ANDRADE NETO, C.O. (1997). *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: Experiência Brasileira*. Rio de Janeiro, ABES, 299p.

- CAMPOS, J.R. (1994). Alternativas para tratamento de esgotos – Pré-tratamento de águas para abastecimento. *Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari*, n.9, 112p.
- CASSEB, M.M.S. (1996). *Avaliação do desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, em escala piloto, tratando esgotos sanitários da cidade de Belo Horizonte*. Belo Horizonte. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.
- CHERNICHARO, C.A.L. (1990). *The effect of temperature and substrate concentration on the efficiency of UASB reactors*. Ph.D. Thesis, University of Newcastle upon Tyne, U.K.
- CHERNICHARO, C.A.L.; BORGES, J.M.; MELO, P.G.M.; MONTEIRO, B.L. (1996). Avaliação e partida de um reator anaeróbio de manta de lodo tratando esgotos domésticos da cidade de Itabira. *XIX Assembléia da ASSEMAE*. Belo Horizonte.
- CHERNICHARO, C.A.L. (1997). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v.5. *Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA-UFMG, Belo Horizonte, 245p.
- FORTUNATO, C.M.; GOMES, C.S.; ANDREOLI, F.N.; AISSE, M.M. (1988). Monitoramento de reatores anaeróbios tipo RALF. *Relatório n. 5: Agressividade de sulfetos ao concreto dos RALFs*. Pontifícia Universidade Católica do Paraná – Instituto de Saneamento Ambiental.
- HULSHOFF POL, L.; LETTINGA, G.; VELZEBOER, C.T.M.; de ZEEUW, W.J. (1983a). Granulation in UASB reactors. *Water Science Technology*, 15, p.291-304.
- HULSHOFF POL, L.; de ZEEUW, W.J.; DOLFING, J.; LETTINGA G. (1983b). Start up and sludge granulation in UASB reactors. In: *Proc. European Symp. Anaerobic Wastewater Treatment*, The Netherlands, p.40-43.
- LETTINGA, G. et al. (1980). Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) – reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnol. Bioengineering*, 22 (4), p.699-734.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. (1986). Advanced reactor design, operation and economy. In: *Proc. International Seminar on Anaerobic Treatment in tropical countries*, São Paulo, Brasil.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L.W.; KOSTER, I.W.; WIEGANT, W.M.; de ZEEUW, W.J.; RINZEMA, A.; GRIN, P.C.; ROERSMA, R.E.; HOBMA, S.W. (1984). High-rate anaerobic waste-water treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. *Biotechnology and Genetic Engineering Reviews*. 2, p.253-284.

- LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. (1995). Anaerobic reactor technology: reactor and process design. In: *International course on anaerobic treatment*. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen, p.17-28.
- MALINA, Jr.J.F.; POHLAND, F.G. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. 7. *Technomic Publishing, Inc.* EUA.
- METCALF; EDDY (1991). Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse. METCALF & EDDY, Inc. 3. ed., 1334p.
- PESSÔA, C.A.; JORDÃO, E.P. (1982). *Tratamento de esgotos domésticos*. Convênio ABES/BNH.
- PINTO, J.D.S. (1995). *Tratamento de esgotos domésticos através de filtro anaeróbio utilizando escória de alto forno como meio suporte*. Dissertação (mestrado) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1984). *Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um manual para regiões de clima quente*.
- VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C. (1999). *Influência da configuração do separador de fases de um reator UASB sobre a eficiência do tratamento de esgoto*. Relatório Final/PROSAB.
- VIEIRA, S.M.M., GARCIA Jr., A.D. (1992). Sewage treatment by UASB-reactor. Operation results and recommendations for design and utilization. *Water Science and Technology*, 25, 7, p.143-157.
- WEILAND, P.; Rozzi, A. (1991). The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussor's report. *Water Science and Technology*. 24, p.257-277.
- de ZEEUW, W. (1984). *Acclimatization of Anaerobic Sludge for UASB-reactor Start-up*. Ph.D. Thesis. Wageningen Agricultural University. The Netherlands.

Capítulo 8

Reator Anaeróbico de Leito Expandido/Fluidificado

*José Roberto Campos e
José Almir Rodrigues Pereira*

8.1 Introdução

De maneira geral, os reatores anaeróbios empregados atualmente ainda não têm sua concepção otimizada, em termos de condições hidrodinâmicas, apesar de apresentarem boas condições de funcionamento sob critérios usuais de projeto. Contudo, os reatores de leito expandido/fluidificado são aqueles que oferecem melhores características, sob esse aspecto.

Por esse motivo, e outros que serão abordados neste capítulo, os reatores de leito expandido/fluidificado permitem que sejam empregados, em seu projeto, tempos de detenção hidráulica menores que aqueles utilizados para dimensionamento de outros reatores anaeróbios utilizados atualmente.

Nos reatores de leito expandido/fluidificado, os microrganismos desenvolvem-se aderidos a partículas inertes (material suporte) que permanecem “suspensas” pelo resultado do movimento vertical ascendente da massa líquida. Há, inclusive, reatores nos quais se utiliza escoamento vertical descendente, quando se empregam partículas suporte com densidade menor que 1 (um).

Ao compará-los, por exemplo, com reatores UASB, verifica-se que as velocidades ascensionais podem ser muito maiores, pois no caso de reatores de manta de lodo (sem material suporte), as biopartículas ou grânulos apresentam densidade próxima a 1 (um). Como os grânulos dos reatores UASB não têm densidade elevada, caso se deseje aumentar a velocidade ascensional (melhorando a transferência de massa, ou seja, o acesso do substrato aos microrganismos) pode ocorrer o arraste dos grânulos no efluente do reator.

O reator de leito fluidificado aplicado ao tratamento de águas residuárias foi desenvolvido por Jewell et al. (1981) nos anos 70, visando ao aumento de retenção de grande quantidade de biomassa e, ao mesmo tempo, eliminando problemas de colmatação ocasionados pelo acúmulo de materiais sólidos nos interstícios, como ocorre em reatores de leito fixo.

Sutton & Mishra (1994) relatam que reatores de leito fluidificado, com carvão ativado como material suporte, podem apresentar concentração 5 a 10 vezes maior de biomassa que nos bioreatores tradicionais, como nos tanques de aeração de sistemas de lodos ativados, por exemplo.

Em 1981, após seminário realizado em Manchester, Inglaterra, o reator de leito fluidificado foi considerado como o desenvolvimento mais significativo no campo do tratamento de águas residuárias nos últimos 50 anos. Contudo, naquela época não havia, em escala real, nenhum reator desse tipo tratando águas residuárias, em escala “real”. (Cooper & Atkinson apud Sutton & Mishra, 1994).

Até a metade da década de 1980, poucos eram os centros de pesquisa que investigavam a potencialidade dos reatores de leito expandido/fluidificado para tratamento de esgoto sanitário, sendo, na maioria dos casos, utilizados areia ou carvão ativado como meio suporte.

A potencialidade desse tipo de reator vem despertando o interesse de pesquisadores, indústrias e empresas de saneamento, o que pode ser confirmado pelo crescente número de publicações sobre o desenvolvimento tecnológico de materiais alternativos para meio suporte, como polietileno, polipropileno, polivinilclorado (PVC) e terra diatomácea, e sobre trabalhos experimentais enfocando a operação desse tipo de reator.

Atualmente, já há muitos desses reatores em operação no mundo, sendo a maioria deles operada sob condição aeróbia. Contudo, no Brasil e em outros países, desde meados da década de 1980, vêm sendo realizadas pesquisas e aplicações visando conhecer a potencialidade dessa alternativa para tratamento de esgotos, envolvendo também o processo anaeróbio.

8.2 Configuração de Reatores de Leito Expandido/Fluidificado

Em princípio pode-se considerar que os reatores de leito expandido/fluidificado são classificados como reatores de leito móvel e filme fixo.

O reator de leito expandido/fluidificado é um reator vertical, de fluxo ascendente, em que é mantida velocidade de escoamento ascensional adequada para promover a suspensão das partículas componentes do leito (com tamanho entre 0,2 e 2,0 mm, geralmente), as quais servem de suporte para os consórcios de microrganismos que realizam a decomposição dos materiais degradáveis, presentes no afluente.

A pequena dimensão das partículas proporciona grande superfície específica para fixação dos microrganismos, ao mesmo tempo que sua densidade, sendo maior que a dos próprios microrganismos, possibilita a aplicação de velocidades relativamente altas, sem ocorrer seu arraste pelo efluente.

A película que envolve os grãos, em geral de pequena espessura, minimiza ou elimina a existência de camadas inativas como ocorre em filtros anaeróbios e filtros biológicos aeróbios (Jewell, 1981), permitindo, assim, a difusão de substrato ao interior das mesmas.

Os reatores de leito expandido/fluidificado são constituídos por região de reação, região de retenção de sólidos em suspensão, dispositivo de coleta de biogás e sistema de recirculação, conforme esquematizado na Figura 8.1.

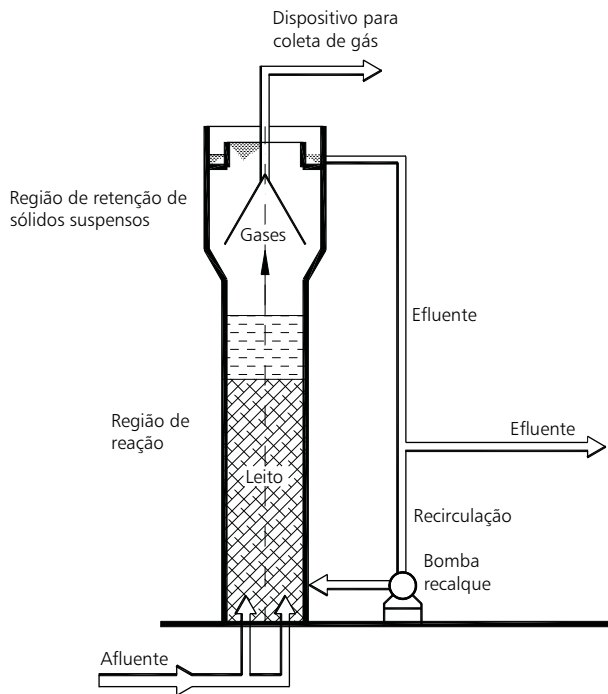


Figura 8.1 Esquema do reator de leito fluidificado/expandido.

A região de reação consiste na parte do reator ocupada pelo leito na qual ocorre a degradação do substrato.

A região de retenção de sólidos suspensos geralmente é incluída no próprio reator ou pode constituir uma unidade independente, sendo empregada para evitar o carregamento de partículas suspensas no efluente tratado. Essa região é imprescindível, pois evita a perda de biopartículas (Speece, 1995).

O dispositivo de coleta de biogás é semelhante ao utilizado nos reatores UASB, sendo, na maioria dos reatores, instalado na parte superior da região de reação.

A suspensão das partículas do leito é conseguida com o estabelecimento de velocidade de escoamento ascensional adequada, dependendo da dimensão e da densidade das biopartículas (material suporte + biofilme). Como, na maioria dos reatores, a vazão afluyente de água residuária é relacionada com tempo de detenção hidráulica, o emprego do sistema de recirculação de parcela do efluente é que garante a flexibilidade e segurança durante a operação do reator, em termos de se obterem velocidades de escoamento ascensional adequadas para expansão/fluidificação do leito.

Na Figura 8.2 é mostrado um reator de leito expandido/fluidificado com unidade sobreposta para retenção de partículas.



Figura 8.2 Reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado, com altura total de 12,0 m (SHS-EESC-USP, São Carlos, SP, Brasil).

8.3 Aspectos Positivos e Negativos

Os seguintes aspectos positivos dos reatores de leito expandido/fluidificado podem ser destacados:

- A alta concentração de biomassa ativa aderida permite significativa retenção de microrganismos e grande eficiência na conversão de substratos orgânicos biodegradáveis.
- O custo de implantação é reduzido em função da pequena área necessária e dos volumes menores, em relação aos de outros reatores, para tratar a mesma vazão de águas residuárias.
- A pequena espessura do biofilme facilita a difusão do substrato.
- A movimentação do leito suporte evita problemas de colmatação.
- A grande área específica da biopartícula ocasiona boas condições de transferência de massa.
- A facilidade para introduzir material novo ao leito e para remoção de sólidos gerados (lodo).

Metcalf & Eddy (1991) destacam que esses reatores podem ser utilizados para o tratamento de esgoto sanitário com tempos de detenção hidráulica pequenos, por apresentarem concentração de biomassa, que pode alcançar até 40.000 mg/l.

A grande maioria dos autores cita como aspectos negativos dos reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado:

- O pequeno número de reatores operando em escala real que possa servir de base para novos projetos.
- O consumo de energia elétrica maior do que o de outros tipos mais simples de reatores anaeróbios.

É inquestionável que o *scale-up* desses reatores ainda é pouco conhecido quando comparado com o dos outros reatores anaeróbios, porém os poucos reatores em escala real, em operação, estão comprovando a grande potencialidade de aplicação desse tipo de configuração para o tratamento de águas residuárias.

Droste (1997) cita que a expansão/fluidificação requer mais energia que outros reatores concebidos com base em processos anaeróbios.

Contudo, isso pode ser atenuado pela utilização de partículas suporte com densidade próxima a da densidade da água, fato esse comprovado experimentalmente pelos autores deste capítulo.

Diez Blanco et al. (1995) consideram que a expansão do leito é uma das variáveis mais importantes para a concepção de reator e de leito fluidificado, pois está associada ao tempo de detenção hidráulica na zona de biocatalização e vazão de recirculação, sendo, assim, diretamente relacionada com os custos de bombeamento no sistema.

8.4 Expansão e Fluidificação do Leito

A movimentação das partículas suporte é de fundamental importância para o controle operacional, a formação dos consórcios de microrganismos e a eficiência do reator.

Na Figura 8.3, são mostradas de forma esquemática as modificações na região ocupada pelo leito que podem ocorrer durante a operação do reator com partículas suspensas.

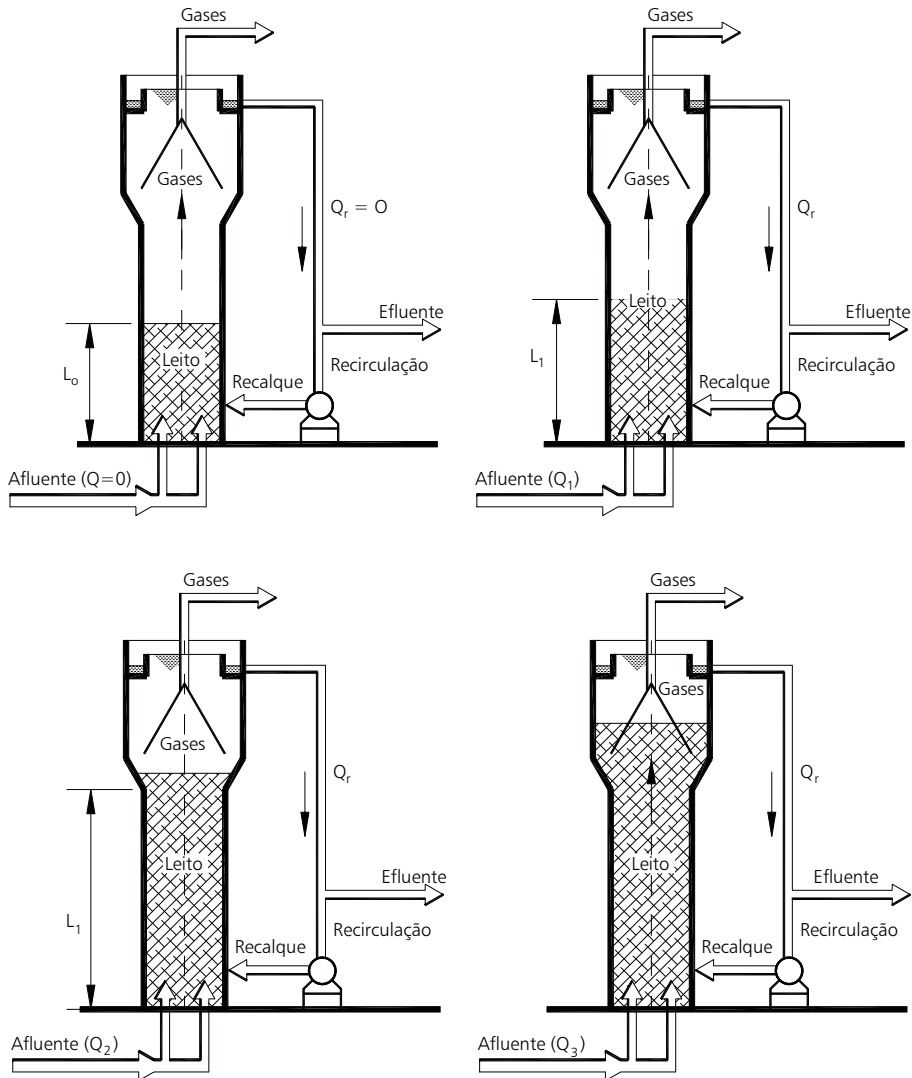


Figura 8.3 Esquema de diferentes situações do leito suporte em reator de leito expandido/fluidificado.

O leito encontra-se estático quando o reator não está em operação (velocidade ascensional nula), tendo altura inicial L_0 . Com o início da alimentação com água residuária, com baixa vazão, ocorre pequena movimentação e acomodação inicial das partículas, porém sem que ainda ocorra a sua suspensão, sendo a altura do leito, ainda muito próxima a L_0 .

O aumento da vazão de alimentação (Q_1) provoca aumento da velocidade ascensional e, com isso, a elevação na superfície do leito para a altura L_1 .

A continuidade do aumento da velocidade ascensional pode provocar aumentos sucessivos na espessura do leito. Contudo, pode ser alcançada determinada situação em que passa a ocorrer o arraste de partículas da região de reação para a região de retenção de sólidos se a vazão total ($Q_2 + Q_r$) for aumentada significativamente.

Caso o aumento da vazão afluyente prossiga (Q_3), a região de retenção de sólidos não será capaz de reter as partículas que ali se encontram, ocasionando o carreamento de biopartículas pelo efluente do reator.

Há grande semelhança na fenomenologia da expansão desse tipo de leito com a expansão do leito de areia que ocorre na lavagem de filtros de estações de tratamento de água (ETA)

Para a lavagem de filtros de ETAs, Di Bernardo (1993) comenta que o aumento progressivo da velocidade ascensional da massa líquida ocasiona três situações distintas e seqüenciais:

- a) Em velocidade ascensional (V_{asc}) baixa, a porosidade do leito mantém-se inalterada.
- b) Aumentando-se um pouco a V_{asc} , as partículas tendem a ter sua posição modificada, porém sem ainda fluidificar o leito.
- c) Continuando a aumentar a V_{asc} , ocorre a fluidificação das partículas.

Assim, o aumento gradativo de escoamento que proporciona a suspensão do leito ocorre até ser alcançada a condição em que as forças de arraste e o empuxo se igualam ao peso das partículas. A partir desse equilíbrio de forças é iniciada a fluidificação.

No caso dos reatores de leito expandido/fluidificado, a determinação das condições em que ocorre o equilíbrio de forças é a chave para o bom desempenho operacional, sendo, então, fundamental o controle da velocidade ascensional do escoamento.

Como em qualquer reator, para esse caso também há um tempo de detenção hidráulica a ser respeitado na operação. Esse parâmetro é, juntamente com a espessura do leito e as forças de cisalhamento que provocam o desprendimento da biomassa aderida, um limitador da velocidade ascensional da massa líquida.

A velocidade adequada para expansão/fluidificação pode ser superior àquela velocidade compatível com a velocidade do afluente, limitada pelo tempo de detenção hidráulica.

A recirculação de parte do efluente do reator possibilita que a suspensão desejada do leito suporte ocorra respeitando um tempo de detenção hidráulica apropriado. Na Figura 8.4 são esquematicamente representadas duas possibilidades de recirculação.

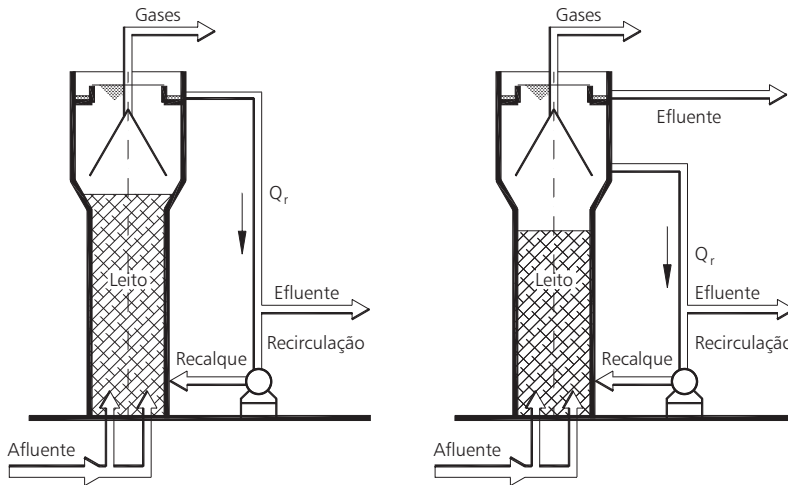


Figura 8.4 Tipos de recirculação em reator de leito expandido/fluidificado.

Desse modo, a flexibilidade e o controle operacional dos reatores de leito expandido/fluidificado são centralizados na faixa projetada para a taxa de recirculação.

Em pesquisas em escala de laboratório há grande variação na taxa de recirculação, sendo a vazão de recirculação de 0,5 até 100 vezes a vazão de água residuária bruta afluente. Os autores deste capítulo, operando reator de leito expandido, em escala real, encontraram os melhores resultados quando utilizaram taxa de recirculação igual a 0,85, com leito suporte constituído por partículas de carvão ativado.

Evidentemente, há muitos fatores que afetam o processo, de tal forma que as vazões de água residuária e de recirculação mais apropriadas devem ser estudadas, caso a caso.

As denominações dos reatores com leito suporte móvel ainda não estão unificadas na literatura técnica. Isso pode ocorrer pela recente e progressiva evolução das configurações desses reatores, pelo desencontro de autores ou pelos jargões técnicos utilizados em diferentes áreas do conhecimento.

No Brasil, é comum, na área de engenharia sanitária, o uso das palavras fluidificação e fluidização e, nas áreas de química e de materiais, é comum a utilização da palavra fluidização.

A maneira mais simples de denominar esse tipo de reator é como sendo de leito expandido ou de leito fluidificado, fundamentando-se no aumento percentual da altura do leito em relação à altura inicial. Contudo, mesmo esse critério não obteve consenso entre os diferentes autores.

Jewell et al. (1981) consideram que um reator é de leito expandido quando ocorre expansão da ordem de 10% a 20% do leito estático inicial, enquanto reator de leito fluidificado seria aquele que apresenta expansão superior a 100%.

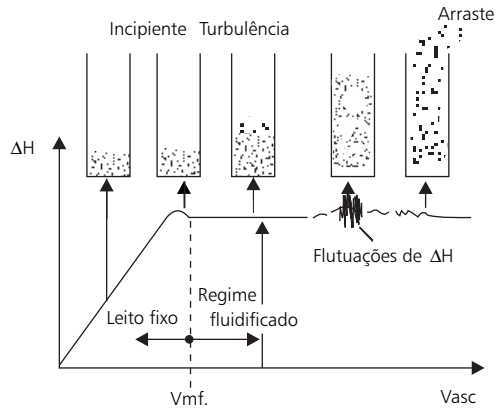
Outros autores consideram que, quando ocorre expansão de até aproximadamente 20% do leito estático, trata-se de reatores de leito expandido, enquanto aumentos superiores a 30% são relacionados com reatores de leito fluidificado.

A denominação mais correta é a que determina a expansão/fluidificação do leito em função da velocidade mínima de fluidificação (V_{mf}), sendo utilizada por autores como Cleasby & Fan (1981) e Droste (1997).

Nessa conceituação, o leito é considerado expandido quando o aumento da perda de carga é linear ao aumento da velocidade ascensional, sendo considerado fluidificado quando a perda de carga é constante, independente do aumento da velocidade ascensional.

Teoricamente, há um ponto de transição – ponto de fluidificação incipiente – entre o comportamento expandido ou fluidificado do leito. Na prática, esse ponto é de difícil determinação, sendo mais adequado observar a região em que ocorre essa transição.

Kunii & Levenspiel (1969), Cleasby & Fan (1981), Di Bernardo (1993) e Droste (1997) são alguns dos autores que observam que a fluidificação de um meio granular ocorre quando a perda de carga no leito granular (ΔH) permanece praticamente constante, independente do aumento da velocidade ascensional, sendo tal comportamento observado a partir do ponto de fluidificação incipiente, conforme representado esquematicamente na Figura 8.5.



Fonte: Adaptado de Howard, J.R. (1989).

Figura 8.5 Esquema da expansão/fluidificação do leito suporte.

Wiecheteck (1996) observa que no ponto de transição ocorre a velocidade mínima de fluidificação, a qual, segundo Droste (1997), pode ser obtida teoricamente pelo emprego da equação de Ergun, sendo, para isso, essencial a caracterização das partículas componentes do leito.

Howard (1989) constatou que é possível verificar que, a partir de determinado ponto, passa a haver bolsões de gás no leito, ocorrendo em seguida o carreamento de partículas no efluente, principalmente se o processo empregado é o aeróbio, e em reatores em escala de laboratório.

Nos reatores anaeróbios de leito fluidificado não chega a ser significativa a formação de bolsões de gás. Independente disso, há flutuação da perda de carga no instante em que o leito inicia sua expansão.

8.5 Materiais Usados como Partículas Suporte

Partículas de areia e de carvão ativado geralmente são utilizadas como suporte de biofilme em reatores de leito expandido/fluidificado. Contudo, outros materiais podem ser empregados, sendo que, para isso, devem apresentar as seguintes características principais:

- Pequenas dimensões.
- Superfície adequada para a aderência dos microrganismos.
- Facilidade de obtenção e custo adequado de aquisição.

- Densidade pouco superior à da água (exceção para reatores com fluxo descendente).
- Resistência à abrasão.
- Material não tóxico.

A pequena dimensão dos grãos proporciona grande superfície específica para fixação dos microrganismos, ao mesmo tempo que sua densidade, sendo maior que a dos próprios microrganismos, possibilita aplicação de cargas hidráulicas relativamente grandes (Akutsu, 1985).

O aumento da atividade metanogênica em diferentes materiais suporte, como poliuretano, bentonita, terra diatomácea, sepiolita e polivinilclorado (PVC), foi tema de pesquisa de Sanchez et al. (1994).

Campos (1989), Araújo (1995) e Terán (1995), com base em pesquisas com reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado, em escala piloto, alimentados com esgoto sanitário sintético, observaram formações adequadas de biofilme em partículas de areia com tamanho médio de 0,2 mm.

Com a utilização de partículas suporte, é conseguido o aumento do tempo médio de permanência da biomassa ativa no interior do reator.

A superfície do suporte deve sempre ser analisada quanto à porosidade, rugosidade e área específica disponível para aderência de microrganismos. A porosidade e a grande superfície específica do carvão ativado, por exemplo, exercem papel muito importante no início da colonização.

Pereira et al. (1997), em escala de laboratório, estudaram a evolução da colonização por microrganismos em diferentes partículas nos 30 dias iniciais de alimentação com esgotos sanitários, tendo constatado ter sido muito mais rápida a colonização nas partículas de carvão ativado do que em partículas de poliamida e PBT.

Os microrganismos primeiramente ocuparam os microporos das partículas de carvão ativado para, então, mais efetivamente, colonizarem a superfície externa. Na Figura 8.6 é mostrada a presença de microrganismos em microporos de uma das partículas de carvão ativado analisadas durante o experimento, em que se verifica o início da colonização da partícula suporte.

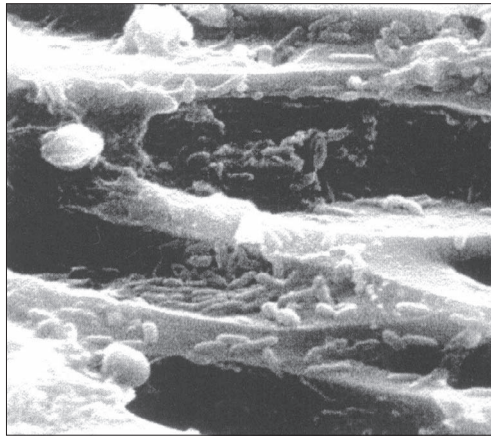


Figura 8.6 Microrganismos nos poros de uma partícula de carvão ativado.

8.6 Formação do Biofilme

A fixação de bactérias à superfície suporte parece ocorrer por meio de uma matriz de polímeros, principalmente polissacarídeos, que efetuam a aderência inicial das células à superfície do meio suporte (Vieira, 1989).

O conjunto formado pelos microrganismos (mesma espécie ou não), as substâncias relacionadas com a aderência e as que servem de substrato, os subprodutos do metabolismo, os materiais inertes e o meio suporte são denominados biofilme.

O biofilme pode conter porcentagem de polímeros extracelulares que varia de 50% a mais de 90% e que têm ação importante na estrutura e na função do complexo. À essa composição de polímeros extracelulares, Costerton apud Hamilton (1987) denominaram *glicocalyx*, o qual pode ter valor significativo em relação à proteção das bactérias de eventuais ações negativas do meio (surfactantes, antibióticos, metais pesados etc.). É muito importante salientar que as bactérias podem produzir diferentes polímeros, com diferentes velocidades, durante suas fases do ciclo de crescimento.

Diversos fatores exercem influência no início da formação do biofilme, como: natureza da superfície, concentração de nutrientes, atividade metabólica dos anismos fixos (sésseis) e livres (planctônicos) etc. Contudo, após a evolução inicial, a importância da natureza da superfície diminui consideravelmente (Hamilton, 1987).

Uma possível explicação para a evolução do desenvolvimento de biofilmes em reatores de leito expandido/fluidificado é:

- A partícula suporte antes da partida do reator apresenta superfície isenta de microrganismos ou substâncias aderidas.

- Com a partida do reator, a partícula é envolvida pela água residuária. Conforme as características do material suporte, podem ocorrer na superfície:
 - (a) ligações químicas ou físicas com substâncias coloidais ou dissolvidas;
 - (b) deposição de substâncias sólidas de pequena dimensão.
- As substâncias presentes na superfície favorecem a aproximação dos microrganismos, os quais liberam produtos celulares para:
 - (c) promoverem sua fixação na superfície da partícula suporte;
 - (d) iniciarem a degradação das substâncias a que servem.
- A interação substrato–produtos celulares–superfície da partícula possibilita a intensificação do metabolismo dos microrganismos, com conseqüente liberação de novos produtos celulares.
- Os novos produtos celulares podem, eventualmente, servir de substrato para outros gêneros/espécies de microrganismos, o que favorece a aproximação e aderência destes.

A contínua alimentação de substrato possibilita que ocorra constante renovação dos produtos celulares, resultando na aproximação de maior número de microrganismos.

Assim, a tendência do biofilme é o crescimento até que o mesmo alcance “equilíbrio dinâmico aparente”. Essa situação ocorre quando:

- é adequada a difusão do substrato utilizado e dos produtos celulares liberados pelos microrganismos;
- há balanço energético/nutricional entre os microrganismos presentes nas superfícies interna e externa do biofilme;
- ocorre equilíbrio entre a geração e o desaparecimento e arraste para o meio líquido de células de microrganismos;
- não há forças hidrodinâmicas (de arraste) superiores à força de aderência.

Esse “equilíbrio dinâmico aparente” é praticamente impossível de ser encontrado, pois os aspectos citados são relacionados entre si, dependendo ainda das condições operacionais e da composição da água residuária.

Independente das características distintas do biofilme, já há algumas explicações coincidentes sobre as etapas de aproximação, aderência e desenvolvimento dos microrganismos em diferentes partículas suporte.

Fletcher (1979) comenta que as bactérias podem alcançar a superfície da partícula suporte pelo movimento Browniano, pelas correntes líquidas ou pela sua própria capacidade de movimentação.

Após a “aderência irreversível”, desde que haja balanço apropriado de micro e macronutrientes, o biofilme continua evoluindo, e dada a dificuldade crescente de

difusão de gases e líquidos no sentido de fora para dentro e vice-versa, começam a prevalecer outros fenômenos que alteram essa estrutura

Araújo (1995) observa que a aderência do(s) microrganismo(s) na partícula suporte pode ser reversível ou irreversível, sendo que a bactéria não apresenta mais movimento browniano após a aderência de forma irreversível, somente podendo ser removida pela ação de forças muito fortes de cisalhamento.

As forças de cisalhamento que podem alterar a estrutura, ou até mesmo danificar o biofilme, são relacionadas com a velocidade ascensional e com a intensidade dos contatos das partículas entre si e com as paredes do reator.

A distribuição espacial dos microrganismos e a forma dos biofilmes nos materiais suporte são bastante distintas. Campos (1989) e Benthum et al. (1995) relatam que os biofilmes não apresentam superfície lisa e nem distribuição uniforme de microrganismos.

Na Figura 8.7 é apresentado um grão de areia de 0,2 mm, envolto por biofilme.



Fonte: Campos (1989).

Figura 8.7 Partícula suporte (tamanho: 0,2 mm) envolvida por biofilme em ambiente anaeróbio.

8.7 Aspectos Construtivos

Materiais

O Reator Anaeróbio de Leito Expandido/Fluidificado pode ser construído em concreto, fibra de vidro reforçada ou chapa metálica. Os reatores de fibra de vidro são menos atingidos pelos compostos agressivos presentes no ambiente anaeróbio, contudo o mesmo não ocorre com os reatores de concreto ou de chapa metálica, que precisam de revestimento especial para sua proteção.

O processo de fabricação e a segurança estrutural impõem limites para as dimensões dos reatores de fibra de vidro, o que ocorre em menor intensidade com os reatores fabricados em chapa metálica e praticamente não afeta os reatores de concreto.

Independente do tipo de material, o reator deve apresentar uma base sólida, pois a área para distribuição da carga (peso do reator + peso do material suporte + peso da massa líquida) é relativamente pequena. Nesse ponto, os reatores de fibra de vidro apresentam-se mais vantajosos, pois são mais leves que os de chapa metálica e de concreto.

Outro aspecto que deve ser considerado para os reatores executados em fibra de vidro e chapa metálica são as exigências dos responsáveis pelo transporte, pois as carretas utilizadas no transporte rodoviário são limitadas em termos de comprimento, largura, altura e peso.

Além disso, os reatores fabricados precisam ser içados e acoplados em base fixada no concreto, sendo normalmente necessária a utilização de guindastes para a realização desse serviço. Para os maiores reatores de chapa metálica podem ser necessários dois ou mais guindastes para a correta instalação na base, o que resulta em custo adicional.

Há a possibilidade de os reatores fabricados serem montados no próprio local, o que pode ser a solução para a utilização de reatores com dimensões maiores que as exigidas para o transporte rodoviário, bem como para o atendimento de projetos com diferentes vazões.

Na Tabela 8.1 são comparadas as vantagens e desvantagens dos diferentes tipos de materiais

Há, ainda, a possibilidade de combinação de materiais para a construção/fabricação dos reatores de leito expandido. A combinação da fibra de vidro com o concreto já vem sendo aplicada, em escala real, em reatores UASB, sendo a fibra de vidro utilizada para facilitar a construção e o nivelamento dos separadores GLS (frações sólido-líquida e gasosa) dos defletores.

Tabela 8.1 Comparação entre diferentes tipos de materiais utilizados na construção de reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado.

Material	Chapa metálica	Fibra de vidro	Concreto
Revestimento especial	preciso	não	preciso
Limitação de dimensões	sim	bastante	não
Peso	médio	menor	maior
Fundação	atenção	atenção	muita atenção
Fabricação em série	sim	sim	não
Dimensões para vazão de projeto	nem sempre	nem sempre	sempre
Custo construção/fabricação*	médio	maior	menor
Içamento	preciso	preciso	não preciso
Construção na ETE	possível	possível	possível
Mudança de local após instalado	possível	possível	impossível
Possibilidade de modulação	sim	sim	sim
Operação em escala real	conhecida	desconhecida	conhecida

*Somente custo do reator, não sendo considerado o custo de fundação.

A combinação de materiais parece ser campo promissor na aplicação dos reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado, pois possibilita maior segurança estrutural do reator e, em alguns casos, redução do custo de fabricação/construção.

Independente do tipo de material, no projeto de um reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado deve ser considerada a possibilidade de modulação, para permitir maior flexibilidade operacional e menor custo inicial de investimento.

Unidades Complementares e Equipamentos

Para o tratamento biológico anaeróbio é necessária a construção de unidade de gradeamento, poço de entrada de esgoto sanitário, estação elevatória de esgoto bruto, unidade de retenção de sólidos grosseiros, unidade de retenção de areia e unidade de remoção de óleos e graxas (depende da composição do esgoto sanitário).

Quando se utiliza reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado, ainda é necessária a construção de um poço de recirculação e de um conjunto motor-bomba para recirculação de parte do efluente tratado.

8.8 Aspectos Operacionais

Partida

No caso dos reatores de leito expandido é esperado o desenvolvimento predominante de consórcios de microrganismos na forma de biofilmes, ou seja, aderidos a um material suporte.

A entrada em operação (partida) desse tipo de reator poder ocorrer com:

- utilização ou não de inóculo (lodo peneirado de fossa séptica, de reator UASB ou de filtro anaeróbio);
- adaptação prévia do meio suporte ao inóculo ou ao esgoto sanitário;
- aumento gradual da vazão de alimentação ou aplicação imediata da vazão de projeto (depende da quantidade e tipo do inóculo utilizado);
- aumento gradual da vazão de recirculação ou aplicação imediata da vazão de projeto.

Independente dos critérios utilizados para a partida, é fundamental que o substrato envolva as partículas suporte e que a velocidade ascensional não produza força de cisalhamento muito elevada a ponto de destruir e arrastar fragmentos do biofilme.

Em ambiente favorável, os microrganismos se aderem das partículas suporte e liberam polímeros extracelulares, o que estimula a aderência, o início da degradação do substrato e o desenvolvimento dos consórcios de microrganismos no material suporte.

Os autores deste capítulo realizaram a partida de um reator anaeróbio de leito expandido, em escala real, sem utilizar inóculo, tendo observado que o equilíbrio dinâmico aparente somente ocorreu após 140 dias de operação. O procedimento utilizado na partida foi:

- Utilização de velocidades elevadas para carregamento das menores partículas do leito suporte.
- Operação intercalada (funcionamento e paralisação) da alimentação com esgoto sanitário para facilitar o contato do substrato com o leito suporte (baixas velocidades ascensionais).
- Paralisação da bomba de alimentação para facilitar o desenvolvimento dos biofilmes nas partículas suporte.
- Entrada em operação da bomba de recirculação com vazão pequena (baixa velocidade).
- Alimentação de esgoto sanitário com aumento gradual da vazão.
- funcionamento dos conjuntos moto-bombas com diferentes taxas de recirculação, até alcançar o melhor desempenho.

É importante observar que a fase de partida ocorre até o estabelecimento do equilíbrio dinâmico aparente no reator. Como esse patamar é difícil de avaliar em termos práticos, os autores sugerem que seja determinado, quando o monitoramento da eficiência do tratamento indicar repetição de, no mínimo, duas semanas, valores aproximados de remoção de DQO e a estabilização da concentração de ácidos voláteis.

Operação

A operação de reator de leito expandido depende do controle da velocidade ascensional da massa líquida, a qual é diretamente relacionada com as vazões das bombas de esgoto bruto e de recirculação.

Uma maneira rápida e eficiente para controlar a velocidade ascensional é a utilização de inversores (variadores) de frequência para alterar a rotação dos motores e, com isso, modificar a vazão das bombas de esgoto sanitário e de recirculação.

Na operação também há controles adicionais:

- Percentual de expansão/fluidificação do leito suporte.
- Perda de carga na zona de reação.
- Taxa de recirculação.
- Volume de biogás.
- Porcentagem de metano no biogás.
- Quantidade produzida de lodo.
- Tempo de detenção hidráulica.
- Consumo de energia elétrica dos conjuntos motor-bombas.

O percentual de expansão do leito e a perda de carga ao longo da zona de reação indicam o tipo de movimentação do leito, sendo utilizados para manutenção ou modificação da velocidade ascensional, bem como para determinar o tipo de movimentação do leito (expansão ou fluidificação).

O volume de biogás, o percentual de metano e o percentual de material orgânico estabilizado podem ser relacionados com estabilidade do processo e como indicadores da eficiência do reator.

O volume de lodo a ser descartado regularmente nesse tipo de reator é normalmente pequeno, porém deve ser observado para que a remoção seja padronizada em relação ao período de remoção desse lodo, bem como para determinação do tempo de retenção celular (idade do lodo).

O tempo de detenção hidráulica e a taxa de recirculação no reator servem para a avaliação das taxas de escoamento superficial na zona de reação, na passagem dos

defletores, na zona de sedimentação e na zona de saída, servindo como referência para o controle da velocidade ascensional.

O acompanhamento dos dados de voltagem, amperagem e horímetro dos conjuntos motor-bomba de esgoto sanitário e de recirculação serve para avaliar o consumo de energia elétrica e o custo de operação.

Além desses controles operacionais, há a necessidade de realização de monitoramento das características físicas, químicas e biológicas do esgoto sanitário e do efluente do reator para determinar a real eficiência do tratamento.

Manutenção

São poucas as atividades de manutenção no reator de leito expandido/fluidificado, sendo praticamente restrita a vistoria diária das instalações para verificação visual da clarificação do efluente tratado e do borbulhamento de biogás.

Eventualmente, pode ser necessária a remoção manual de material flutuante na parte superior do reator e a limpeza da tubulação coletora de efluente tratado.

Uma outra atividade de manutenção/operação é a retirada de lodo armazenado no interior do reator, contudo essa atividade demora meses para ser realizada.

8.9 Aplicabilidade de Reatores Anaeróbios de Leito Expandido/Fluidificado

Resultados de trabalhos experimentais demonstram que esses reatores podem ser utilizados para tratamento anaeróbio e aeróbio de efluentes líquidos industriais e de esgotos sanitários, com excelentes resultados.

Evidentemente, as condições que definem a eficiência dos reatores dependem da concepção de configuração da unidade, das características do material suporte, da composição dos esgotos (presença de materiais tóxicos ou de óleos e graxas) e dos controles operacionais (velocidade ascensional, tempo de detenção hidráulico, temperatura de operação etc.).

Contudo, há reatores, alimentados por esgotos sanitários, que, com tempo de detenção hidráulica total de aproximadamente 3 horas, estão apresentando eficiência média de remoção de DQO próxima de 80%. (Pereira et al., 1998).

Difícilmente, em condições de operação de rotina, outros reatores anaeróbios oferecem tão bom desempenho, associado a tempo de detenção hidráulica dessa ordem.

A viabilidade de prever modulação e a pequena área para instalação desses reatores reduz os custos de desapropriação de áreas urbanas e, com isso, possibilita que os

recursos disponíveis sejam também aplicados em outras áreas, contribuindo, assim, para consolidação da concepção alternativa de sistemas de esgotamento sanitário descentralizados.

Essa descentralização das ETEs é significativamente importante em razão de o crescimento das áreas urbanas não ser acompanhado pela infra-estrutura urbana, o que normalmente é justificado pelas dificuldades de compatibilização dos serviços necessários na zona periférica com o previsto no plano diretor (quando há).

De outra forma, os custos elevados para construção de redes coletoras com grandes extensões, profundidades e diâmetros; de estações elevatórias de esgotos na chegada das ETEs; e de estações de tratamento de grande parte, podem tornar mais onerosa a realização de obras que atendam a população residente nas zonas periféricas.

É possível concluir que a pequena área para implantação, a eficiência do tratamento e o investimento com custo reduzido despertará cada vez mais o interesse de pesquisadores e usuários para esse tipo de reator, fazendo com que aumente sensivelmente o número de unidades para tratamento de esgoto sanitário em regiões urbanas brasileiras.

Referências Bibliográficas

- ARAÚJO, J.C. (1995). *Caracterização e Evolução do Biofilme em Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado Alimentado com Esgoto Sanitário Sintético*. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo.
- ATKINSON, B. et al. (1981). The Characteristics of Solid Supports and Biomass Support Particles When Used in Fluidized Beds. In: *Biological Fluidised Bed Treatment of Water and Wastewater*. Ellis Horwood Limited (Ed.), p.75-109.
- BENTHUM, et al. (1995). Solids Retention Time in Heterotrophic and Nitrifying Biofilm Airlift Suspension Reactor. *Water Science Technology*. v.32, n.8, p.53-60.
- CAMPOS, J.R. (1989). *Remoção de DQO e de Nitrogênio em um Sistema de Três reatores Biológicos de Filme Fixo em Série*. Tese (Livre-docência) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CLEASBY, J.L.; E FAN, K. (1981). Predicting Fluidization and Expansion of Filter Media. *Journal of the Environmental Engineering Division*, v.107.
- DI BERNARDO, L. (1983). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. ABES, v.2, Rio de Janeiro.
- DIEZ BLANCO; ENCINA, G.P.A.; POLANCO, F.F. (1995). *Effects of Biofilm Growth, Gas and Liquid Velocities on the Expansion of an Anaerobic Fluidized Bed Reactor (AFBR)*, *Water Research*, v.29, p.1649-1654.

- DROSTE, R.L. (1997). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. John Wiley & Sons Inc. New York, 2. ed.
- FLETCHER, M. (1979). The Attachment of Bacteria to Surfaces in Aquatic Environments. In: *Adhesion of Microorganisms to Surfaces*. New York, Academic Press, p.87-108.
- HAMILTON, W.A. (1987). Biofilm: Microbial Interactions and Metabolic Activities, p.361-364, In: *The Society for General Microbiology Symposium*, Cambridge. Ecology of Microbial Communities. Cambridge University.
- HOWARD, J.R. (1989). *Fluidized Bed Technology: Principles and Applications*. Ed. Adam Hilger. Bristol.
- JEWELL, J.W. et al. (1981). Anaerobic Attached Film Expanded Bed Process. *A Collection of Papers*, New York. College of Agriculture and Life Sciences.
- KUNII, D.; LEVENSPIEL, O. (1969). *Fluidization Engineering*. New York, John Wiley & Sons Inc.
- METCALF & EDDY (1991). *Wastewater Engineering – Treatment – Disposal – Reuse*. Third Edition McGraw-Hill International Editions, New York.
- PEREIRA, J.A.R.; CAMPOS, J.R.; GIANOTTI, E.P.; MENDONÇA, N.M. (1997). Aderência de Microrganismos em Partículas de Carvão Ativado Utilizadas no Tratamento de Esgoto Sanitário. *XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* (CD-ROM). Foz do Iguaçu, Paraná.
- SPPECE, R.E. (1996). *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Ed. Archae Press, p.394.
- SUTTON, P.M.; MISHRA, P.N. (1994). Activated Carbon Based Biological Fluidized Beds for Contaminated Water and Wastewater Treatment: A State – of – the – Art Review. *Water Science & Technology*, v.29, n.10-11, p.309-317.
- TÉRAN, F.J.C. (1995). *Tratamento de Esgoto Sanitário Sintético Empregando Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado: Desempenho do Reator e Estudo do Biofilme*. São Carlos, 258p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- VERRIER, B. et al. (1988). Adhesion of Anaerobic Bacteria to Inert Supports and Development of Methanogenic Biofilms. In: *5th International Symposium on Anaerobic Digestion Advances in Water Pollution Control – IAWPRC*. Ed E.R. Hall and P.N. Hobson. Italy.
- VIEIRA, M.B.S. (1989). *Avaliação do Desempenho de um Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado Piloto no Tratamento de Efluentes Líquidos Apresentando Baixa Concentração de DQO*. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo.
- WIECHETECK, G.K. (1996). *Influência do Método de Lavagem nas Características de Carvões Antracitoso e Betuminoso Utilizados em meio Filtrante*. São Carlos, 169p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, EESC, Universidade de São Paulo.

Capítulo 9

Controle Operacional de Reatores Anaeróbios

*Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Adrianus C. Van Haandel e
Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti*

9.1 Importância do Controle Operacional

Os benefícios de qualquer sistema de tratamento de esgotos, seja ele aeróbio ou anaeróbio, só serão alcançados de forma adequada se uma seqüência lógica de ações for observada, conforme ilustrado na Figura 9.1.

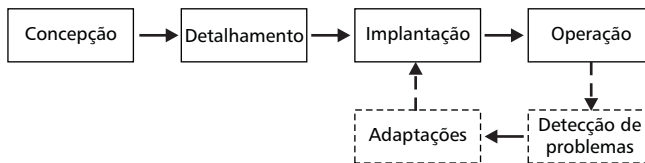


Figura 9.1 Fluxograma de ações para a consecução de um sistema de tratamento de esgotos.

Dessa forma, pode-se depreender, a partir do fluxograma da Figura 9.1, que os objetivos principais de qualquer sistema de tratamento de esgotos, a saber, a proteção à saúde da população e a preservação do meio ambiente, só serão atingidos se o projeto de tratamento for bem concebido, bem detalhado, bem implantado e, também, corretamente operado.

É em relação a essa última ação que o controle operacional da estação de tratamento ganha importância fundamental, permitindo inclusive a detecção de problemas que podem levar à implementação de adaptações no sistema de tratamento.

Nos itens seguintes serão descritos alguns aspectos que demonstram a relevância do controle operacional.

Verificação de Parâmetros Operacionais

Em países como o Brasil, com pouca tradição no tratamento de esgotos, usualmente as novas estações de tratamento são projetadas com base em parâmetros nem sempre muito confiáveis e, muitas vezes, importados de referências estrangeiras. De maneira geral, é durante a fase de operação do sistema que tais parâmetros podem ser verificados, tendo em vista os valores originalmente assumidos durante a fase de projeto. Dentre os diversos parâmetros de importância que devem ser verificados durante a fase operacional do sistema, pode-se citar:

- Vazões afluentes ao sistema.
- Características físico-químicas e microbiológicas do esgoto afluente.
- Eficiência e problemas operacionais das unidades de tratamento preliminar.
- Produção e características do material retido nas grades e na caixa de areia.
- Eficiência e problemas operacionais do reator anaeróbio.
- Quantidade e características do biogás produzido no reator anaeróbio.
- Quantidade e características do lodo produzido no reator anaeróbio etc.

Esses parâmetros operacionais, dentre outros, podem ser avaliados adequadamente a partir da implementação de um programa de monitoramento e, posteriormente, poderão ser comparados com os valores originalmente assumidos em projeto, possibilitando:

- revisão ou adaptação das estratégias operacionais inicialmente previstas para o sistema;
- poder de decisão mais fundamentado, tendo em vista eventuais planos de expansão do sistema. Caso as vazões e cargas orgânicas estejam aquém das previsões de projeto, poderá ser ampliado o alcance de projeto e reduzido o investimento com a expansão do sistema nos anos subsequentes. Ao contrário, uma constatação de vazões e cargas orgânicas além das previstas em projeto, indicará que o alcance de projeto deverá ser reduzido e que recursos financeiros deverão ser viabilizados para a expansão do sistema.

Melhoria das Condições Operacionais

Outro aspecto importante relativo ao controle operacional do sistema de tratamento é que este pode levar a uma melhoria das condições operacionais da estação de tratamento, visando à redução dos custos e o atendimento dos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental. Nesse sentido, alguns aspectos operacionais podem ser destacados:

- Determinação da melhor rotina de descarte e de desaguamento do lodo excedente. No caso de estações de tratamento que procedam o desaguamento

do lodo em leitos de secagem, poderão ser avaliadas as frequências de descarte e cargas de sólidos nos leitos que conduzam a menores ciclos de secagem. Assim, a otimização do descarte e do desaguamento do lodo implicará diretamente a redução do volume de lodo seco a ser transportado até o local de disposição final. Ainda, uma frequência de descarte adequada resultará diretamente em uma menor perda de sólidos no efluente final, implicando uma melhor qualidade do efluente em termos de sólidos suspensos e de DQO e DBO do material particulado. Portanto, com reflexos diretos no atendimento ou não dos padrões da legislação ambiental.

- Definição das melhores práticas e rotinas de operação e limpeza das unidades de gradeamento e de desarenação, buscando a maior eficiência possível dessas unidades de tratamento preliminar. Com isso, será possível maximizar a retirada de materiais grosseiros e de areia presentes no esgoto afluente, evitando que estes sejam introduzidos no reator anaeróbio. Esses materiais são altamente prejudiciais ao funcionamento do reator biológico, podendo ocasionar não apenas a obstrução das tubulações de distribuição dos esgotos, como também a sua acumulação no interior do reator, o que ocasiona a diminuição do seu volume útil e, conseqüentemente, uma queda da eficiência do sistema.
- Identificação de pontos com ocorrência de maus odores, visando possibilitar maior segurança e conforto ambiental aos operadores e às pessoas que vivem nas imediações da estação de tratamento. Nesse sentido, o acompanhamento efetivo das unidades potencialmente mais sujeitas à emanção de gases fétidos (pré-tratamento, elevatória, reator anaeróbio e leitos de secagem) possibilitará maior conhecimento dos pontos problemáticos, facilitando a tomada de providências e a implementação de adaptações visando ao controle do odor.

Saúde e Segurança dos Trabalhadores

Adicionalmente aos aspectos citados anteriormente, o controle operacional constitui um importante instrumento para a identificação de práticas e rotinas que possam promover a melhoria da saúde e da segurança dos trabalhadores.

Os riscos à saúde sempre foram motivo de preocupação nas estações de tratamento de esgotos, uma vez que tanto a *incapacitação* como as *doenças ocupacionais* resultam no sofrimento e na perda de recursos humanos. Adicionalmente, ambas causam um efeito negativo na eficiência do sistema de tratamento, na moral dos empregados, nas relações públicas e nos custos (WEF, 1996).

Um bom programa de saúde e segurança dos trabalhadores deve incorporar três elementos principais (USEPA, 1988; WEF, 1992):

- *Política definida de saúde e de segurança*: incorpora os fundamentos de todo o programa de saúde e segurança, fornecendo aos trabalhadores a mensagem-chave do programa e deixando claro que o mesmo tem o apoio das instâncias

superiores. O apoio deve ter visibilidade, ou seja, as gerências devem apoiar o programa com ações e também com recursos financeiros.

- *Comissão de saúde e de segurança do trabalho*: deve ser composta por representantes da gerência, dos supervisores e dos trabalhadores. Algumas tarefas específicas que a comissão pode desempenhar são: i) conduzir o programa de saúde e segurança; ii) realizar inspeções; iii) sugerir e fornecer treinamento; iv) conduzir investigações de acidentes; v) manter os registros; e vi) desenvolver um manual de saúde e de segurança.
- *Treinamento de saúde e de segurança*: os supervisores da estação de tratamento devem, antes de tudo, ter suas próprias atitudes e interesse em saúde e segurança, possibilitando, dessa forma, adquirir o completo conhecimento e entendimento das diversas formas de prevenção de acidentes e doenças ocupacionais. Todos os novos empregados devem cumprir um programa de saúde e de segurança, assim como todos os empregados devem receber treinamento sempre que um novo equipamento ou processo for adicionado à estação de tratamento.

Outros detalhes para estabelecer um programa de saúde e de segurança dos operadores de estações de tratamento de esgotos podem ser encontrados em WEF (1996).

9.2 Controle Operacional do Sistema de Tratamento

Preliminares

Embora a simplicidade operacional de sistemas de tratamento anaeróbio seja um de seus pontos fortes, a presença de pessoal de operação e manutenção é uma condição necessária para assegurar o funcionamento apropriado. As três principais atividades de controle de sistemas de tratamento são:

- *Operação*: refere-se às atividades cotidianas ou periódicas necessárias para assegurar um bom e estável desempenho do sistema de tratamento.
- *Manutenção*: refere-se às atividades para manter as estruturas na planta de tratamento em boas condições.
- *Informação*: refere à comunicação, de preferência por escrito, entre as diferentes pessoas envolvidas, criando-se ao mesmo tempo um arquivo da operação e manutenção do sistema de tratamento.

Para o gerenciamento da operação, o recebimento de um fluxo adequado de informação sobre todos os aspectos de controle do sistema de tratamento é necessário. Comunicação simples e rápida, por meio de relatórios, é vital para uma organização efetiva e operação adequada do sistema de tratamento. Em geral, será responsabilidade

do gerente do sistema implementar, processar e interpretar o fluxo de informações e, a partir daí, formular uma estratégia de procedimentos operacionais e ações de manutenção e eventualmente modificações no sistema de tratamento. Naturalmente, é de vital importância que cada pessoa tenha grau de instrução e treinamento compatível com a tarefa que executa.

Na Figura 9.2 observa-se um esquema que ilustra a relação entre a administração, gerência e pessoal de operação e manutenção da concessionária encarregada do tratamento de águas residuárias. As atividades da operação levam a um programa de monitoramento do sistema de tratamento que deve ser amplo o suficiente para incluir todos os aspectos importantes, sem perder de vista, no entanto, a realidade local e a disponibilidade de recursos humanos e materiais.

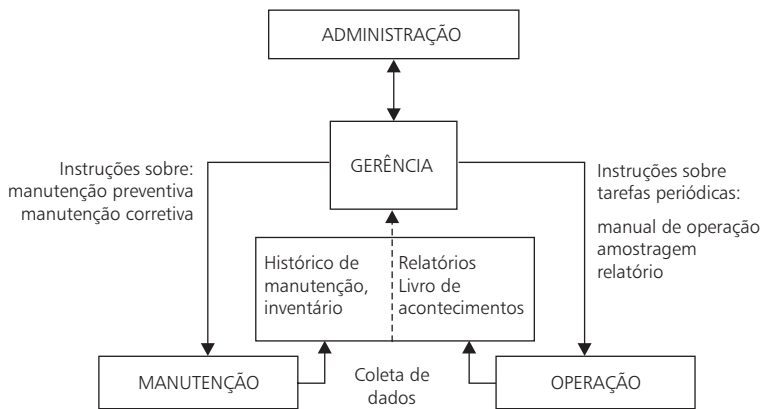


Figura 9.2 Representação da inter-relação das diferentes atividades em um sistema de tratamento de esgoto.

Necessidade de Monitoramento do Sistema

O efetivo controle operacional de qualquer sistema de tratamento de esgotos, de forma a possibilitar tanto a verificação dos parâmetros operacionais quanto a otimização da rotina operacional, só poderá ser alcançado por meio da implementação de um adequado programa de monitoramento do sistema.

Esse programa de monitoramento deve ser amplo o suficiente para incluir todos os aspectos relevantes à operação do sistema de tratamento, sem perder de vista, no entanto, a realidade local e a disponibilidade de recursos humanos e materiais. Dessa forma, torna-se importante não apenas o desenvolvimento de análises físico-químicas e microbiológicas, como também o levantamento de uma série de informações relativas ao funcionamento do sistema, conforme tratado nos itens seguintes.

Normalmente, os sistemas de tratamento anaeróbio podem ser divididos em três partes, conforme apresentado na representação esquemática da Figura 9.3:

- Pré-tratamento.
- Tratamento biológico, ou digestão anaeróbia propriamente dita.
- Secagem de lodo de excesso.

As atividades da operação de sistemas de tratamento anaeróbio estão relacionadas com as diferentes partes do sistema de tratamento, distinguindo-se quatro grupos:

- Atividades para assegurar o funcionamento apropriado das unidades de pré-tratamento, normalmente compostas de: i) uma grade de barras (mecanizada ou não); ii) caixa de areia ou outro dispositivo de retenção de areia; e iii) dispositivo de medição de vazão, normalmente uma Calha Parshall acoplada à caixa de areia.
- Atividades para avaliar a eficiência do digestor. Normalmente, a digestão anaeróbia é aplicada para remoção dos sólidos em suspensão e do material orgânico, além de reduzir parcialmente os organismos patogênicos.
- Atividades para avaliar a estabilidade operacional do digestor, isto é, estabelecer se há perigo do pH, no reator anaeróbio, baixar para um valor menor que o mínimo da faixa ótima para metanogênese ($\text{pH}_{\text{min}} = 6,5$).
- Atividades para determinar a quantidade e qualidade do lodo no reator e na unidade de processamento de lodo de excesso. A quantidade de lodo é importante para estabelecer o momento de descarga de lodo de excesso. A qualidade de lodo normalmente é avaliada por meio de testes de atividade metanogênica específica (AME) e de sedimentabilidade. Quanto à qualidade do lodo de excesso, são importantes a estabilidade, ao ser descarregado do reator, e a fração de sólidos (ou de umidade) na unidade de desaguamento (leitos de secagem, centrífugas ou filtros).

Adicionalmente a esses quatro grupos específicos, pode haver outros, dependendo do uso previsto do efluente. Por exemplo, quando se pretende usar o efluente (após um tratamento complementar na irrigação), então será importante monitorar o teor dos nutrientes N e P, embora estes não desempenhem um papel importante no sistema de tratamento nem a remoção deles seja o objetivo do tratamento anaeróbio.

Em geral, as tarefas especificadas nos diferentes grupos serão executadas por pessoas diferentes. Assim, os trabalhos referentes ao sistema de pré-tratamento requerem a presença freqüente de mão-de-obra para verificar se há entupimentos. Usualmente, a remoção dos sólidos grosseiros e da areia coletados no sistema de pré-tratamento, bem como do lodo seco nos leitos de secagem, será manual, requerendo mão-de-obra que não precisa ser especializada. Por outro lado, a amostragem do sistema de tratamento

biológico e a realização das análises para verificar a eficiência, a estabilidade operacional e a massa de lodo no sistema requerem pessoal mais qualificado.

Programa de Monitoramento

A fim de facilitar a compreensão das unidades a serem monitoradas no sistema, representa-se na Figura 9.3 um exemplo de fluxograma de uma estação de tratamento de esgotos composta das seguintes unidades: pré-tratamento, reator anaeróbio e leito de secagem.

Focaliza-se na presente seção apenas o controle operacional de reatores operando em *regime permanente aparente*, ou seja, o regime em que o sistema atinge condições operacionais mais estáveis, sem variações e instabilidades significativas ao longo do tempo. Recomendações sobre o controle operacional durante o período de partida (*regime transiente*) do sistema são apresentadas no Capítulo 7.

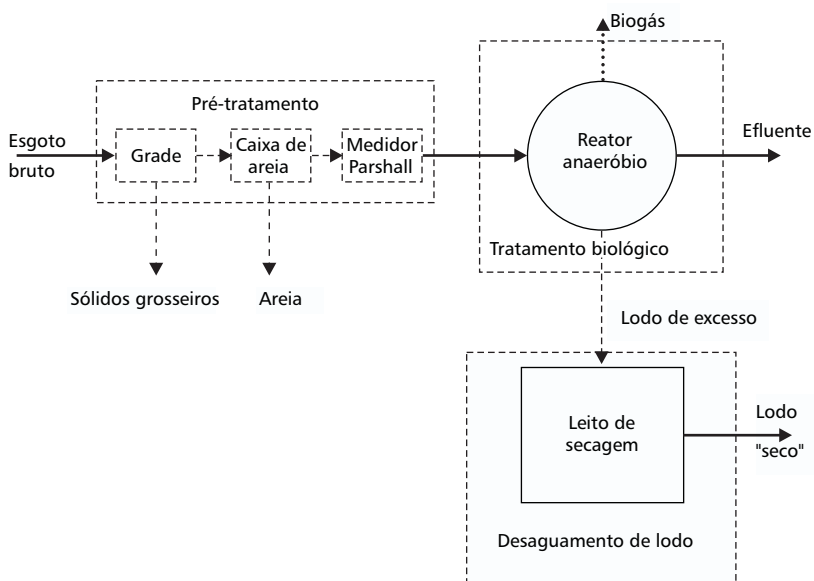


Figura 9.3 Exemplo de fluxograma de uma estação de tratamento anaeróbia de águas residuárias com unidades de pré-tratamento e de desaguamento de lodo.

Monitoramento e Operação do Pré-tratamento

O bom funcionamento do reator anaeróbio depende fundamentalmente da correta operação das unidades que compõem o pré-tratamento e da vazão e características da água residuária a ser tratada. Para assegurar uma efetiva remoção dos sólidos grosseiros e da areia presentes na água residuária, deve-se estabelecer uma rotina operacional

que possibilite a limpeza das grades e caixas de areia com uma frequência adequada. No caso de esgotos domésticos, a operação de grades deve ser no mínimo diária. A remoção da areia nas caixas deve ter uma frequência de uma vez em uma ou duas semanas, dependendo se há muita areia (por exemplo, 50 litros de areia por 1.000 m³ de esgoto afluyente) ou pouca areia (por exemplo, 25 litros de areia por 1.000 m³ de esgoto afluyente).

Quanto às características mais importantes que afetam a biodegradabilidade pela via anaeróbia (temperatura e pH), estes parâmetros que podem ser medidos com facilidade no afluyente. A operação do pré-tratamento inclui ainda a remoção de quaisquer entupimentos que possam prejudicar a distribuição uniforme do afluyente no sistema de tratamento. Nesse sentido, a concentração dos sólidos sedimentáveis se configura como um parâmetro importante.

Na ilustração e quadro a seguir são identificados os principais pontos, parâmetros e frequência de monitoramento do pré tratamento. Na lista de correção de problemas (Seção 9.3) são identificados alguns que podem ser encontrados na prática por meio do monitoramento diário das unidades de pré-tratamento.



Tabela 9.1 Monitoramento do pré-tratamento.

Parâmetro *	Unidade	Pontos e frequência de monitoramento				
		1	2	3	4	5
Vazão	(l/s)	-	-	-	diária	-
Volume de sólidos	(m ³ /d)	-	diária	-	-	-
Volume de areia	(m ³ /d)	-	-	diária	-	-
Temperatura	°C	-	-	-	-	diária
pH	-	-	-	-	-	diária
Sólidos sedimentáveis	(ml/l)	diária	-	-	-	diária

* Os procedimentos para realização das análises são encontrados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 1995).

Monitoramento do Digestor Anaeróbio

A operação com êxito de qualquer reator anaeróbio depende da sistematização e implementação de procedimentos operacionais adequados, tanto durante a fase de partida quanto ao longo da operação em regime permanente aparente. Distinguem-se três tipos de monitoramento do digestor anaeróbio: i) monitoramento da eficiência; ii) monitoramento da estabilidade; e iii) monitoramento da quantidade e qualidade do lodo.

Monitoramento da Eficiência do Digestor

Por meio do monitoramento do digestor anaeróbio, procura-se estabelecer o comportamento histórico da unidade e se o seu desempenho está de acordo com as especificações do projeto. Primeiramente, procura-se estabelecer o andamento do processo biológico propriamente dito, em termos da eficiência de remoção de constituintes indesejáveis, a partir da determinação de suas concentrações no afluente e no efluente do reator biológico. Os principais constituintes indesejáveis são os seguintes:

- *Sólidos em suspensão*: a concentração dos sólidos em suspensão é determinada por meio de testes gravimétricos dos sólidos em suspensão totais (SST) e dos sólidos em suspensão voláteis (orgânicos) (SSV). Adicionalmente, o teste tradicional de sólidos sedimentáveis (determinação do volume de sólidos que sedimenta em um cone de 1 litro durante 1 hora) pode ser um teste valioso se não há balança analítica disponível.
- *Material orgânico*: a eficiência da remoção do material orgânico é avaliada por meio do teste da DQO e eventualmente da DBO. Também a produção de biogás (ou melhor, de metano) é um parâmetro útil neste respeito.
- *Organismos patogênicos*: quanto à qualidade higiênica, recomenda-se fazer determinações para estabelecer a concentração de dois tipos de organismos: i) coliformes fecais; e ii) ovos de helmintos.

Monitoramento da Estabilidade do Digestor

O monitoramento da estabilidade operacional do sistema de tratamento visa avaliar se há sinais de que a fermentação ácida possa passar a prevalecer sobre a fermentação metanogênica com o conseqüente azedamento do digestor. Nesse sentido, torna-se importante determinar o pH, a alcalinidade e a concentração de ácidos voláteis no efluente e comparar esses valores com os do afluente. Também a variação abrupta da composição do biogás e, notadamente, do aumento da porcentagem de bióxido de carbono pode ser uma indicação de instabilidade operacional.

Monitoramento da Quantidade e Qualidade do Lodo

Além do monitoramento da eficiência e da estabilidade do digestor, deve-se também realizar testes para estabelecer o desenvolvimento quantitativo e qualitativo do lodo no sistema de tratamento. A determinação experimental de ambos apresenta problemas. Em sistemas com lodo imobilizado, como o leito fluidizado e o filtro anaeróbio, o lodo se encontra em uma forma que praticamente impossibilita a sua determinação quantitativa. Nos sistemas com lodo em suspensão, em geral, a concentração de lodo não será uniforme e a determinação de amostras retiradas em vários pontos é necessária. Determina-se tanto a concentração de sólidos totais como a de sólidos voláteis totais.

Os aspectos qualitativos mais importantes do lodo dizem respeito à:

- *Atividade metanogênica específica (AME)*: reflete a capacidade do lodo de produzir metano a partir de um substrato de acetato sob condições otimizadas. Embora haja outros processos que se desenvolvem no digestor anaeróbio, a metanogênese acetotrófica é o mais importante, porque é o passo limitante na conversão do material orgânico em metano. O teste é realizado em laboratório conforme os procedimentos descritos na seção “Medição da Produção e Caracterização de Lodo” neste capítulo. Sabendo-se a AME e a massa de lodo no reator biológico, é possível fazer uma estimativa da carga orgânica máxima que pode ser digerida no reator: essa carga é igual ao produto do valor da AME pela massa de lodo.
- *Estabilidade*: que visa estabelecer qual a fração da massa de lodo se compõe de material orgânico biodegradável, ainda não digerido. Uma fração elevada de material biodegradável no lodo não somente é indicativa de um sistema sobrecarregado, como também poderá causar grandes problemas na separação sólido-líquido do lodo de excesso. Baseando-se em experiência ainda muito limitada (van Haandel & Lettinga, 1994) deve-se procurar manter a fração de sólidos biodegradáveis em lodo anaeróbio abaixo dos 3%.
- *Sedimentabilidade*: pode ser determinada a partir de um teste específico descrito por Medeiros et al. (1998). Esse teste é tedioso e complicado e na rotina operacional convém aplicação de um método mais simples, embora menos exato: a determinação do índice volumétrico de lodo ou, eventualmente, o índice volumétrico de lodo diluído.

Na ilustração e quadro da página a seguir são identificados os principais pontos, parâmetros e frequência de monitoramento recomendados para um digestor anaeróbio. Deve-se ressaltar, no entanto, que os parâmetros e a frequência de monitoramento podem ser alterados em função de especificidades locais e de exigências impostas pelo órgão de controle ambiental. Particularmente durante a partida do sistema, pode-se tornar necessária uma frequência de monitoramento mais intensiva, conforme tratado na Seção 7.2 do Capítulo 7.

Monitoramento dos Leitos de Secagem

Conforme mencionado na Seção 9.1, a otimização das condições operacionais da unidade de desaguamento do sistema de tratamento tem implicações diretas na redução do volume de lodo seco a ser transportado até o local de disposição final e, também, na qualidade do efluente que sai do reator anaeróbio. Dessa forma, a fim de reduzir os ciclos de secagem do lodo de descarte do reator, deve-se proceder monitoramento contínuo dos sólidos no interior do reator (antes do descarte) e também nos leitos de secagem (após o descarte).

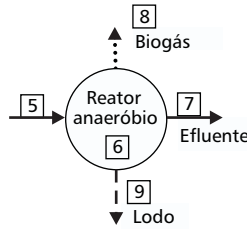


Tabela 9.2 Monitoramento do digestor anaeróbio.

Parâmetro ¹	Unidade	Pontos e frequência de monitoramento				
		5	6	7	8	9
Eficiência de tratamento						
Sólidos sedimentáveis	ml/l	diária	-	diária	-	-
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/l	semanal	-	semanal	-	-
DQO total	mg/l	semanal	-	semanal	-	-
DBO total	mg/l	mensal	-	mensal	-	-
Produção de biogás	m ³ /d	-	-	-	diária	-
<i>E. coli</i>	N/100ml	semanal	-	semanal	-	-
Ovos de helmintos ²	N/l	semanal	-	semanal	-	-
Estabilidade operacional						
Temperatura	°C	diária	diária	-	-	-
pH	-	diária	diária	-	-	-
Alcalinidade	mg/l	semanal	-	semanal	-	-
Ácidos graxos voláteis	mg/l	semanal	-	semanal	-	-
Composição do biogás	% CO ₂	-	-	-	mensal	-
Quantidade e qualidade do lodo						
Sólidos totais ³	mg/l	-	-	-	-	semanal
Sólidos voláteis totais ³	mg/l	-	-	-	-	semanal
Atividade metanogênica específica	gDQO/gSV · d	-	-	-	-	mensal
Estabilidade do lodo	gDQO/gSV · d	-	-	-	-	mensal
Índice volumétrico de lodo (diluído)	ml/g	-	-	-	-	mensal

1. Os procedimentos para realização das análises são encontrados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 1995).
2. Os procedimentos para identificação e enumeração de ovos de helmintos são descritos no *Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Technical Report Series (WHO, 1989).
3. As análises de sólidos totais devem ser efetuadas em vários pontos ao longo da altura do leito e da manta de lodo (3 a 6 pontos), de forma a se obter o perfil e a massa de sólidos no interior do reator (ver Exemplo 9.1).

Esse monitoramento é fundamental para definir a melhor rotina de descarte e de desaguamento do lodo, de forma a contribuir para a redução dos ciclos de secagem e para a obtenção de um lodo seco com menores teores de umidade.

O objetivo da secagem de lodo é reduzir ao máximo a porcentagem de água no lodo e, ao mesmo tempo, melhorar a sua qualidade higiênica, mantendo-se, na medida do possível, o teor de material orgânico dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) na forma que mais convém para transformar o lodo em um adubo orgânico: nitrogênio e fósforo orgânico.

Quanto à operação de leitos de secagem, os parâmetros mais importantes são:

- A carga de sólidos aplicada ao leito.
- O tempo de percolação.
- A composição e qualidade final do lodo seco.

Quanto à carga aplicada, sabe-se que a produtividade de lodo (isto é, a massa de lodo que pode ser processada por unidade de área e por unidade de tempo até atingir uma determinada umidade final desejada) praticamente independe da carga aplicada quando esta está na faixa de 15 a 40 kg ST/m² (van Haandel & Lettinga, 1994).

Uma vez aplicado o lodo de excesso, iniciam-se os mecanismos de percolação e de evaporação. Como a vazão de lodo fresco é muito pequena em relação à vazão de esgoto (em torno de 0,1% a 0,2%), a composição da água percolada (que retorna para o sistema de tratamento) não tem grande importância. Parâmetros importantes são o tempo necessário para percolação e o volume de água percolada. Diariamente, é verificado se ainda há percolação de água e, se for o caso, determina-se o volume percolado a partir do abaixamento do nível do lodo no leito (desprezando-se a água perdida na evaporação).

Uma vez terminada a percolação, determina-se ao fim da secagem da batelada por evaporação a composição em termos de sólidos totais e as porcentagens de material orgânico, de nitrogênio (orgânico e amoniacal) e de fósforo (total e ortofosfato).

Quanto à qualidade higiênica, convém determinar a concentração de coliformes e de ovos viáveis de helmintos. O fim do tempo de evaporação, na prática, será ditado geralmente pela necessidade de usar novamente o leito para secagem de mais lodo, ou pela disponibilidade de transporte do lodo seco.

Na ilustração e quadro da página a seguir são identificados os principais pontos, parâmetros e frequência de monitoramento recomendados para os leitos de secagem.

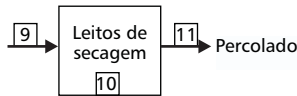


Tabela 9.3 Monitoramento dos leitos de secagem.

Parâmetro ¹	Unidade	Pontos e freqüência de monitoramento ²		
		9	10	11
Lodo de excesso aplicado				
Volume de lodo descartado	m ³	na descarga	-	-
Concentração inicial do lodo	mgST/l	na descarga	-	-
Composição inicial do lodo	%SVT	na descarga	-	-
Carga aplicada	kgST/m ²	-	na descarga	-
Coliformes fecais	N/gST	na descarga	-	-
Ovos de helmintos	N/gST	na descarga	-	-
Lodo no leito e geração de percolado				
Altura da lâmina de lodo	cm	-	na descarga	-
Tempo de percolação	d	-	-	diária ³
Volume percolado	m ³	-	-	diária
Tempo de evaporação	d	-	-	diária
Porcentagem de sólidos	%	-	2 x semana	-
Composição do lodo	%SVT	-	2 x semana	-
DQO total	mg/l	-	-	2 x semana
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	% dos ST	-	(4)	-
Nitrogênio amoniacal	% dos ST	-	(4)	-
Fósforo total (P _{tot})	% dos ST	-	(4)	-
Ortofosfato	% P _{tot}	-	(4)	-
Coliformes fecais	N/gST	-	(4)	-
Ovos de helmintos	N/gST	-	(4)	-

1. Os procedimentos para realização das análises são encontrados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 1995).
2. A freqüência de monitoramento refere-se apenas ao período compreendido entre o descarte do lodo do reator e o término do período de secagem (retirada do lodo seco).
3. Verificação diária se ainda há percolação de água.
4. Os parâmetros nitrogênio, fósforo e patogênicos devem ser determinados após o término do período de secagem (no lodo seco).

Interpretação e Arquivamento dos Dados Operacionais

Os sistemas anaeróbios destacam-se por sua simplicidade e estabilidade operacional. Nesse sentido, o banco de dados operacionais destina-se mais à comparação de determinados parâmetros com valores históricos. Notando-se uma deterioração considerável e prolongada do sistema de tratamento, pode-se tomar medidas corretivas.

Na lista de correção de problemas (Seção 9.3) são identificados alguns problemas e as ações visando à solução dos mesmos. Esses problemas só podem ser identificados quando se comparam os resultados dos diferentes testes e análises previstos no monitoramento com os valores de períodos anteriores. Em muitos casos, o indicativo de um problema operacional não é decorrente do valor absoluto de um parâmetro, mas sim de sua variação. Evidencia-se, assim, a necessidade de manter os relatórios freqüentes que caracterizam o desempenho e a situação geral do sistema de tratamento.

Medição da Produção e Caracterização de Lodo

Avaliação da Massa Microbiana

A determinação da biomassa em digestores anaeróbios apresenta duas dificuldades principais:

- Em alguns sistemas, as bactérias encontram-se aderidas a pequenas partículas inertes.
- A biomassa geralmente está presente como consórcio de diferentes tipos morfológicos e fisiológicos.

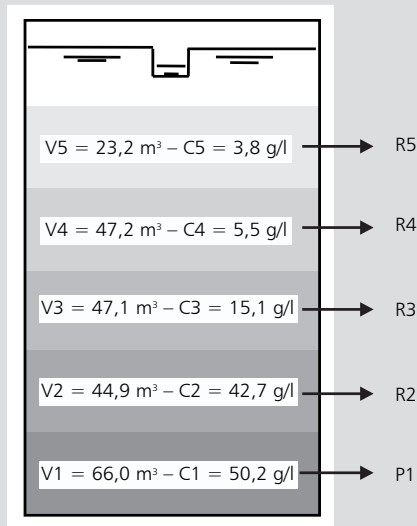
Embora haja diversos métodos para avaliar a quantidade e a atividade da biomassa em digestores anaeróbios, na maioria das vezes estas são sofisticadas e não podem ser adotadas como parâmetro de controle e monitoramento de reatores operando em escala plena, notadamente se considerados os recursos laboratoriais existentes em nosso país. Dessa forma, a avaliação da quantidade de biomassa é usualmente feita por meio da determinação do perfil de sólidos, considerando-se que os sólidos voláteis sejam uma medida da biomassa presente nos reatores (massa de material celular). As amostras de lodo coletadas em diferentes níveis (alturas) do reator são analisadas gravimetricamente e os resultados são expressos em termos de gramas de sólidos voláteis por litro (gSVT/l). Essas medidas de concentração de sólidos voláteis (efetuadas para cada um dos pontos de amostragem de lodo ao longo da altura do reator), multiplicadas pelos volumes correspondentes a cada zona amostrada, fornecem as massas de microrganismos ao longo do perfil do reator. O somatório das quantidades de biomassa em cada zona equivale à massa total de sólidos no reator, conforme mostrado no Exemplo 9.1.

Exemplo 9.1

Estimar a quantidade e a concentração média de biomassa em um reator anaeróbio tipo UASB, sabendo-se:

- volume total do reator: $V_r = 321 \text{ m}^3$;
- volume total do compartimento de digestão: $V_{\text{dig}} = 228 \text{ m}^3$;
- volume do compartimento de decantação: $V_{\text{dec}} = 93 \text{ m}^3$;
- profundidade útil do reator: 4,5 m;
- área da base do reator: $71,33 \text{ m}^2$;
- volumes e concentrações de lodo, correspondentes a cada zona amostrada, conforme indicado na tabela e figura a seguir (P1 a P5);

Ponto de amostragem	Altura do ponto (m)	Altura entre pontos (m)	Altura do compartimento amostrado (m)	Volume do compartimento (m^3)	Concentração do lodo (g/l)	
					ST	SVT
P1	0,62	0,62	0,93	66,0	83,7	50,2
P2	1,23	0,61	0,63	44,9	69,6	42,7
P3	1,88	0,65	0,66	47,1	24,2	15,1
P4	2,55	0,67	0,66	47,1	9,5	5,5
P5	3,20	0,65	0,33	23,2	6,2	3,8



Solução

- Cálculo da quantidade de biomassa (M) em cada zona do reator:
 Zona 1: $M1 = C1 \cdot V1 = 50,2 \text{ kgSVT/m}^3 \cdot 66,0 \text{ m}^3 = 3.312 \text{ kgSVT}$
 Zona 2: $M2 = C2 \cdot V2 = 42,7 \text{ kgSVT/m}^3 \cdot 44,9 \text{ m}^3 = 1.918 \text{ kgSVT}$
 Zona 3: $M3 = C3 \cdot V3 = 15,1 \text{ kgSVT/m}^3 \cdot 47,1 \text{ m}^3 = 711 \text{ kgSVT}$
 Zona 4: $M4 = C4 \cdot V4 = 5,5 \text{ kgSVT/m}^3 \cdot 47,1 \text{ m}^3 = 259 \text{ kgSVT}$
 Zona 5: $M5 = C5 \cdot V5 = 3,8 \text{ kgSVT/m}^3 \cdot 23,2 \text{ m}^3 = 88 \text{ kgSVT}$
- Cálculo da quantidade de biomassa no compartimento de digestão (Md):
 $Md = M1 + M2 + M3 + M4 + M5 = 6.289 \text{ kgSVT}$
- Cálculo da concentração média de biomassa no compartimento de digestão (Cd):
 $Cd = Md/Vd = 6.289 \text{ kgSVT} / 228 \text{ m}^3 = 27,6 \text{ kgSVT/m}^3$,
 ou 27.600 mgSVT/l , ou $2,76\%$
- Cálculo da concentração média de biomassa no reator (Cr):
 Assumindo-se que a quantidade de biomassa no compartimento de decantação é desprezível, se comparado ao compartimento de digestão, tem-se que $Mr = Md$
 $Cr = Mr/Vr = 6.289 \text{ kgSVT} / 321 \text{ m}^3 = 19,6 \text{ kgSVT/m}^3$,
 ou 19.600 mgSVT/l , ou $1,967\%$

Avaliação da Atividade Microbiana**Preliminares**

O sucesso de qualquer processo anaeróbio, especialmente os de alta taxa, depende fundamentalmente da manutenção, dentro dos reatores, de uma biomassa adaptada, com elevada atividade microbiológica, e resistente a choques. Para que essa biomassa possa ser preservada e monitorada, tornou-se imperativo o desenvolvimento de técnicas para a avaliação da atividade microbiana de reatores anaeróbios, notadamente das bactérias metanogênicas.

A avaliação da AME de lodos anaeróbios tem-se mostrado importante no sentido de classificar o potencial da biomassa na conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico. O teste de atividade microbiana pode ser utilizado como uma análise de rotina para quantificar a atividade metanogênica de lodos anaeróbios ou, ainda, em uma série de outras aplicações, conforme referenciado a seguir:

- Para avaliar o comportamento de biomassas sob o efeito de compostos potencialmente inibidores.
- Para determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos.
- Para estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos, notadamente de rejeitos industriais.
- Para monitorar as mudanças de atividade do lodo, devido a uma possível acumulação de materiais inertes, após longos períodos de operação de reatores.
- Para determinar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo, proporcionando uma aceleração do processo de partida de sistemas de tratamento.
- Para avaliar parâmetros cinéticos.

Descrição Sucinta do Teste de AME

Na prática, o teste de AME consiste em avaliar a capacidade das bactérias metanogênicas em converter substrato orgânico em metano e gás carbônico. Dessa forma, a partir de quantidades conhecidas de biomassa (gSVT) e de substrato (gDQO), e sob condições estabelecidas, pode-se avaliar a produção de metano ao longo do período de teste. A AME é então calculada a partir das taxas de produtividade máxima de metano ($\text{mlCH}_4/\text{gSVT} \cdot \text{d}$ ou $\text{mgDQO}_{\text{CH}_4}/\text{mgSVT} \cdot \text{d}$).

Embora o teste se constitua em um instrumento bastante útil, seus resultados devem ser utilizados ainda com reservas, uma vez que inexistente uma padronização internacionalmente aceita para o mesmo. Dessa forma, as diferentes metodologias e condições de experimentação podem conduzir a resultados de AME também diferentes, difíceis de serem comparados entre si. Nesse sentido, entende-se que os resultados obtidos com o teste representam muito mais as atividades metanogênicas específicas relativas, e não as absolutas. Todavia, ainda que os resultados sejam relativos, para determinadas condições de teste, estes são muito importantes para o acompanhamento e avaliação dos reatores anaeróbios.

Uma descrição mais aprofundada sobre a realização do teste de AME é apresentada em Chernicharo (1997).

Descarte de Lodo do Sistema

Preliminares

Nos reatores anaeróbios, a acumulação de sólidos biológicos se dá após alguns meses de operação contínua. A taxa de acumulação de sólidos depende essencialmente do tipo de efluente tratado, sendo maior quando o esgoto afluente apresenta elevada concentração de sólidos suspensos, especialmente sólidos não biodegradáveis. A acumulação de sólidos deve-se ainda à presença de carbonato de cálcio ou de outros

precipitados minerais, além da produção de biomassa. Quando predomina a acumulação de sólidos que não ocorre pelo crescimento bacteriano, esta pode ser reduzida por meio de um pré-tratamento (coagulação, floculação, decantação). Já a acumulação de biomassa depende essencialmente da composição química do esgoto, sendo maior para aqueles com elevadas concentrações de carboidratos.

No caso do tratamento de efluentes solúveis, a produção de lodo excedente é muito baixa e geralmente poucos problemas são encontrados no manuseio, armazenamento e disposição final do lodo. Em decorrência da baixa produção e das elevadas concentrações do lodo no reator, os volumes descartados também são muito pequenos, principalmente se comparados com os processos aeróbios.

Para avaliar a quantidade de lodo excedente produzida em reatores de manta de lodo tem sido usual a adoção da taxa de 0,10 a 0,20 kgSST por kgDQO aplicada ao sistema (veja o Capítulo 7). O descarte do lodo excedente não deverá ser necessário durante os primeiros meses de operação do reator. Quando o descarte se fizer necessário, este deve ser feito preferencialmente da parte superior do leito de lodo (lodo floculento).

Descarga de Lodo de Excesso

Um aspecto operacional importante em sistemas com lodo em suspensão, como o reator UASB, é a descarga de lodo de excesso. Nesse caso, é necessário que a massa de lodo se mantenha entre um mínimo (ditado pela necessidade de ter capacidade de tratamento suficiente no sistema para digerir a carga orgânica do afluente) e um máximo (dependente da capacidade de retenção de lodo do sistema). Procura-se minimizar a descarga de lodo junto com o efluente, uma vez que tal descarga aumenta a concentração de DQO, DBO e sólidos em suspensão do efluente.

Por outro lado, a frequência de descarga será ditada pela natureza do processo de separação das fases sólida e líquida subsequente à descarga de lodo de excesso. No caso de um processo mecânico, como, por exemplo, uma centrífuga, haverá uma tendência de descarga diária durante as horas em que o operador está presente na estação. No caso de um leito de secagem, a tendência será aplicar uma descarga grande, diminuindo a massa de lodo no sistema de um valor perto da massa máxima para um valor pouco maior que a massa mínima. Dessa maneira, reduz-se ao mínimo a frequência da descarga de lodo (e, portanto, o trabalho relacionado com essa descarga), ao mesmo tempo em que se procura assegurar um bom desempenho e a estabilidade operacional do digestor. Para estabelecer a frequência e a magnitude de descarga pode-se seguir a seguinte rotina:

- Operando-se o reator sob condições normais de vazão e carga e sem dar descargas de lodo de excesso, determina-se, para o reator “cheio” de lodo, a massa de lodo no reator e a produção diária de lodo.
- Determina-se a atividade metanogênica específica (AME) do lodo.

- A partir do valor da AME, determina-se a massa mínima de lodo para manter um bom desempenho do reator.
- Calcula-se a diferença entre a massa máxima de lodo que pode ser retida no sistema e a massa mínima de lodo necessária para um bom desempenho do reator.
- Após uma descarga igual ou menor que a descarga máxima, determina-se novamente a descarga de lodo juntamente com o efluente.
- A frequência das descargas pode ser determinada como a razão entre a massa de lodo a ser descarregada e a taxa de acumulação de lodo no sistema.

Exemplo 9.2

Em um sistema de tratamento anaeróbio empregando-se reator UASB, tem-se:

- volume total do reator: $V_r = 321 \text{ m}^3$;
- volume total do compartimento de digestão: $V_{\text{dig}} = 228 \text{ m}^3$;
- volume do compartimento de decantação: $V_{\text{dec}} = 93 \text{ m}^3$;
- profundidade útil do reator: 4,5 m;
- vazão média de esgoto afluyente ao reator: $1.240 \text{ m}^3/\text{d}$;
- concentração média de DQO do afluyente: 670 mg/l ;
- concentração média de DQO do efluente (na ausência de descarte de lodo): 190 mg/l ;
- concentração média de sólidos sedimentáveis no efluente (na ausência de descarte de lodo): 78 mg/l ;
- concentração média de DQO do efluente (após a sedimentação do lodo): 120 mg/l ;
- atividade metanogênica específica do lodo (a 24°C): $0,34 \text{ mgDQO/mgSVT.d}$;
- concentração média de DQO do efluente (após o descarte de 50% da massa de lodo): 140 mg/l ;
- concentração média de sólidos sedimentáveis do efluente (após o descarte de 50% da massa de lodo): 20 mg/l .

Pede-se:

1. Mostrar que é perfeitamente viável descarregar 50% do lodo quando o reator estiver cheio de lodo.
2. Visando minimizar o teor de sólidos sedimentáveis no efluente do reator, estimar a frequência de descarga de lodo de excesso, admitindo-se descargas e 50% da massa de lodo.

Solução da Questão 1

- Estimar a massa de lodo no reator cheio:
Considerando-se os dados do Exemplo 9.1 e considerando-se todos os pontos de amostragem, chega-se a uma estimativa de 10.382 kgST e 6.289 kgSVT, tendo-se, portanto, uma fração média de lodo volátil de $6.289/10.382 = 0,61$.
- Estimar a produção de lodo no sistema:
A concentração de sólidos no efluente (que se consideram partículas de lodo) é igual a 78 mgSST/l. Como a vazão de esgoto é 1.240 m³/d, a produção diária é $0,078 \cdot 1.240 = 96,7$ kgSST/d. A concentração de lodo volátil se estima a partir da diferença entre o efluente bruto e o efluente decantado: $190 - 20 = 70$ mgDQO/l. Sabendo-se que 1 mg SST/l tem uma DQO de 1,5 mgDQO/l, calcula-se a concentração de lodo volátil no efluente como $70/1,5 = 57$ mgSSV/l (60% da concentração de lodo total).
É interessante notar que a produção específica de lodo, ou seja, a razão entre a produção diária de lodo (96,7 kgSST/d) e a carga orgânica diária aplicada ($1.240 \cdot 0,670 = 831$ kgDQO/d) é igual a 0,12 kgSST/kgDQO, o que é um valor considerado normal para o tratamento anaeróbio.
- Estimar a capacidade de digestão do lodo:
A partir do valor da atividade metanogênica específica (AME = 0,34kg DQO/kgSVT · d) e da massa de lodo volátil (6.289 kg SVT), calcula-se que a capacidade de digestão do lodo é de $0,34 \cdot 6.289 = 2.012$ kgDQO/d.
Assim, mesmo retirando metade do lodo, a capacidade de digestão remanescente ($2.012/2 = 1.006$ kg DQO/d) seria muito maior que a carga orgânica aplicada (831 kgDQO/d), de modo que a descarga de metade do lodo do reator cheio não deve resultar em problemas de desempenho do mesmo.

Solução da Questão 2

- Estimar a acumulação de lodo no reator, após a descarga:
Depois da descarga de 50% do lodo, a perda de sólidos, juntamente com o efluente, diminui para 20 mg/l, ou seja, $1.240 \cdot 0,020 = 24,8$ kgSST/d. Estima-se a acumulação no reator em $96,7 - 24,8 = 71,9$ kgSST/d.
- Como a descarga da metade da massa máxima representa uma quantidade de $10.382/2 = 5.191$ kgSST, calcula-se que será necessário um período de $5.191/71,9 = 72$ d para encher de novo o reator com

lodo. Uma outra abordagem é afirmar que a acumulação de 71,9 kgSST/d representa um crescimento de $72/83,7 = 0,86 \text{ m}^3/\text{d}$ na parte inferior do reator (na qual a concentração é 83,7 g/l – veja o Exemplo 9.1). Portanto, pode-se estimar que a taxa de descarga mensal seria de $0,86 \cdot 30 = 26 \text{ m}^3$ do lodo no fundo do reator.

- Assim, pode-se adotar como estratégias de descarga tanto uma de 50% do lodo a cada 72 dias (isso representa um volume de aproximadamente 65 m^3 do fundo do reator) quanto descargas mensais de 26 m^3 , também do fundo do reator. Alternativamente, pode-se dar descarga do lodo mais diluído nas zonas superiores, mas então o volume de descarga deve ser aumentado correspondentemente.

Prevenção de Liberação de Maus Odores

No que diz respeito à formação de gases mal cheirosos, geralmente associados à redução de compostos de enxofre em sulfeto de hidrogênio (H_2S), devem ser tomadas medidas para evitar que esses gases escapem para a atmosfera, notadamente se houver habitações próximas à área de tratamento. Como o gás sulfídrico pode escapar do reator tanto por via líquida (dissolvido no efluente) como por via gasosa (coletor de gases), diferentes medidas devem ser tomadas.

Em relação à parcela de H_2S dissolvida no efluente, é necessário que se cubra o reator a fim de evitar a liberação desse gás para o ambiente. Nesse caso, a cobertura do reator propiciará também a redução da ocorrência de corrosão, uma vez que a entrada de oxigênio será evitada de maneira significativa. O sulfeto de hidrogênio que escapar do reator juntamente com o efluente poderá ser removido por meio de algum método de pós-tratamento, como, por exemplo, a precipitação química ou a oxidação química ou bioquímica. Um importante aspecto para evitar a liberação de gases dissolvidos no efluente relaciona-se ao projeto do sistema de coleta submerso (afogado), de forma a evitar as turbulências (veja o Capítulo 7 – Seção 7.4).

Em relação à parcela de H_2S extraída pelo coletor de gases, juntamente com o metano e o gás carbônico, as principais alternativas de tratamento que podem ser aplicadas são descritas no Capítulo 10.

Outros Cuidados Operacionais

Além dos cuidados mencionados anteriormente, a rotina operacional de uma estação de tratamento de esgotos deve incluir outros aspectos igualmente importantes:

- Verificação e desobstrução contínua dos dispositivos de alimentação dos reatores anaeróbios. Esse cuidado é particularmente importante nos reatores tipo UASB, uma vez que a correta distribuição dos esgotos, da parte superior para a inferior dos reatores, é fundamental para o adequado funcionamento da

unidade de tratamento. Nesse sentido, recomenda-se que os tubos de distribuição de esgotos sejam verificados (e, se necessário, desobstruídos) diariamente.

- Verificação de ocorrência de corrosão nas estruturas do reator anaeróbio, particularmente das peças metálicas, como coletores de gases, guarda-corpos etc. Na eventualidade de alguma ocorrência, as estruturas devem ser prontamente reparadas, visando tanto à integridade da unidade de tratamento quanto à segurança dos operadores do sistema.
- Correta destinação de todo o material sólido removido no tratamento preliminar (grades e caixa de areia) e também do lodo descartado do reator anaeróbio.
- Remoção da camada de material flutuante (escuma) que tende a se acumular na superfície livre do decantador.

9.3 Correção de Problemas Durante a Operação do Sistema

Vazão e Características do Afluentes

Observação	Causa provável	Verificar	Solução
Vazão sempre menor que a esperada	População ou contribuição <i>per capita</i> menor que a prevista no projeto	Dispositivo de medição de vazão	Aumentar população beneficiada
Vazão repentinamente menor que a esperada	Entupimento na rede de esgoto	Extravasamento na área de contribuição	Desentupir a rede coletora
Vazão sempre maior que a esperada	População ou contribuição <i>per capita</i> maior que a prevista no projeto	Dispositivo de medição de vazão	Aumentar a capacidade de tratamento
Picos diários de vazão maiores que os esperados	Equalização na rede menor que a esperada	Dispositivo de medição de vazão	Implantar tanque de equalização
Picos repentinos irregulares	Contribuição clandestina de águas pluviais na rede de esgotos	Coincidência com chuvas	Eliminar ligação clandestina
Vazão as vezes maior que a esperada	Infiltração grande de água subterrânea	Coincidência com chuvas	Descobrir pontos de infiltração
pH maior ou menor que o normal	Ocorrência de lançamento de despejo industrial	Existência de fontes clandestinas	Localizar e atuar sobre as fontes no sentido de corrigir o problema
Temperatura menor ou maior que a normal	Ocorrência de lançamento de despejo industrial	Existência de fontes clandestinas	Localizar e atuar sobre as fontes no sentido de corrigir o problema
Sólidos sedimentáveis em teores mais elevados que os normais	Despejo clandestino de lixo doméstico ou industrial na rede	Natureza dos sólidos sedimentáveis	Localizar e atuar sobre as fontes no sentido de corrigir o problema

Pré-tratamento

Observação	Causa provável	Verificar	Solução
Emanação de odores ou presença de insetos na unidade de gradeamento	Intervalo longo entre limpezas da grade	Intervalo de limpeza	Aumentar a frequência de limpeza
Aumento repentino da massa de sólidos grosseiros retidos na grade	Descarga clandestina de resíduos sólidos	Existência de fontes clandestinas	Localizar e atuar sobre as fontes no sentido de corrigir o problema
Diminuição repentina da massa de sólidos grosseiros retidos na grade	Falha de retenção na grade	Condição da grade	Consertar a grade
Aumento repentino da massa de areia retida na unidade de desarenação	Contribuição clandestina de águas pluviais na rede de esgotos	Vazão de esgoto	Eliminar ligação clandestina
Diminuição repentina da massa de areia retida na unidade de desarenação	Arraste de areia na caixa de areia	Velocidade da água (utilizar corante)	Reduzir a velocidade
Ocorrência de odor de "ovo podre" na unidade de desarenação	Sedimentação de material orgânico	Velocidade da água (utilizar corante)	Aumentar a velocidade da água
A areia retida é cinza, tem odor e contém graxa	Sedimentação de material orgânico	Velocidade da água (utilizar corante)	Aumentar a velocidade da água
Corrosão de metal e concreto nas unidades de pré-tratamento	Ventilação insuficiente	Ventilação	Melhorar ventilação

Desempenho do Reator UASB

Observação	Causa provável	Verificar	Solução
Distribuição desigual do afluente	Estrutura de distribuição desnivelada	Nível da estrutura de distribuição	Nivelar estrutura de distribuição
Ponto de distribuição não recebe esgoto	Entupimento do tubo de distribuição	Ocorrência de entupimento	Desbloquear o tubo de distribuição
Coleta não-uniforme do efluente	Estrutura de coleta desnivelado	Nível da estrutura de coleta	Nivelar estrutura de coleta
	Camada superficial obstrui ponto de coleta	Ocorrência de camada superficial de espuma	Remover obstrução
Teor elevado de sólidos sedimentáveis no efluente	Carga hidráulica excessiva	Vazão afluente	Diminuir vazão
	Excesso de sólidos no reator	Massa de lodo no reator	Descarregar lodo de excesso
Produção de gás menor que a normal	Vazamento do biogás	Coleta de gás (sabão ou fumaça)	Eliminar vazamento
	Defeito do gasômetro	Gasômetro	Consertar ou substituir o gasômetro
	Diminuição da vazão	Vazão do afluente	Desentupir rede de esgoto
	Material tóxico no afluente	Teste de AME	Identificar e atuar sobre eventuais fontes de materiais tóxicos
Produção de lodo maior que a normal	Carga orgânica excessiva	Teste de AME e de estabilidade do lodo	Diminuir carga orgânica
	Sobrecarga do lodo	Estabilidade do lodo	Diminuir carga aplicada
Produção de lodo menor que a normal	Sólidos grosseiros e/ou inorgânicos entrando no reator	Funcionamento pré-tratamento	Restabelecer funcionamento das unidades de pré-tratamento
	Vazão pequena	Vazão afluente	Desentupir rede de esgoto
Alta fração de sólidos inorgânicos	Retenção de lodo deficiente	Separador de fases; sólidos sedimentáveis no efluente	Consertar separador
	Falha da caixa de areia	Velocidade do esgoto na caixa de areia	Diminuir velocidade na caixa de areia
Lodo flutuante cresce rapidamente	Baixa velocidade ascensional no reator	Velocidade ascensional no reator	
	Carga hidráulica excessiva	Cargas orgânica e hidráulica	Diminuir carga hidráulica
Eficiência da remoção do material orgânico reduzida	Carga hidráulica excessiva	Carga hidráulica	Diminuir carga hidráulica
	Distribuição deficiente do afluente	Entrada do afluente (traçador)	Consertar falhas

Caraterísticas do Lodo no Reator

Observação	Causa provável	Verificar	Solução
AME menor que a esperada	Entrada de sólidos inertes Sobrecarga hidráulica Toxicidade	Sólidos sedimentáveis no afluente Estabilidade do lodo e eficiência de remoção do material orgânico Teste com lodo armazenado	Reduzir fonte ou rever o pré-tratamento Reduzir carga hidráulica Procurar fonte de material tóxico
Lodo com baixa estabilidade	Sobrecarga do lodo	Carga orgânica específica	Reduzir carga específica
Índice volumétrico elevado	Material orgânico biodegradável Baixa carga hidráulica	Estabilidade do lodo Velocidade ascensional	Reduzir carga orgânica Aumentar arraste temporariamente
Lodo com baixa sedimentabilidade	Flocos dispersos devido à carga orgânica excessiva Presença de material tóxico	Estabilidade do lodo AME do lodo	Reduzir carga Identificar e atuar sobre eventuais fontes de materiais tóxicos
Aumento da produção específica de lodo	Floculação sem metabolismo	Estabilidade do lodo	Reduzir carga orgânica específica
Aumento da fração inorgânica	Entrada de silte e areia Velocidade ascensional baixa	Velocidade na caixa de areia Velocidade ascensional no reator	Reduzir velocidade na caixa de areia Aumentar carga hidráulica

Leitos de Secagem

Observação	Causa provável	Verificar	Solução
Geração de mau odor quando se aplica o lodo no leito	Instabilidade do lodo	Estabilidade do lodo (teste)	Ajustar carga orgânica
Tubulação de descarga de lodo de excesso entupida	Acumulação de sólidos e areia	Ocorrência de trechos entupidos	Limpar as tubulações após o descarte de lodo
Tempo excessivo para percolação	Carga aplicada excessiva Limpeza do leito inadequada Areia “cega” Intensidade pluviométrica elevada Sistema de drenagem entupido Ar preso no leito impede passagem do percolado	Carga aplicada Rotina de limpeza do leito Verificar constante de permeabilidade – – Lavagem em sentido ascensional com água	Diminuir carga Aprimorar manutenção dos leitos Substituir areia Cobrir leito Aplicar lavagem ascensional Aplicar água em sentido ascensional saturando leito antes de descarregar lodo
Tempo excessivo para evaporação	Carga aplicada excessiva Intensidade pluviométrica elevada, baixa temperatura, umidade do ar elevada	Carga aplicada	Diminuir carga Diminuir carga/cobrir leito
Lodo de excesso muito diluído	Retirada de lodo de uma altura muito elevada no reator	Perfil de concentração de sólidos	Retirar o lodo de uma altura menor (próximo ao fundo do reator)
Reprodução de mosquitos nos leitos	Camada de água semipermanente	Sistema de drenagem	Diminuir carga, melhorar permeabilidade

Referências Bibliográficas

- AWWA/APHA/WEF (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th edition. Washington.
- CHERNICHARO, C.A.L. (1997). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. – Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG, Belo Horizonte, v.5, 245p.
- CHRISTENSEN, D.R.; GERICK, J.A.; EBLEN, J.E. (1984). Design and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *J. Water Pollution Control Federation*, 56, p.1059-1062.

- HAMODA, M.F.; VAN DEN BERG, L. (1984). Effect of settling on performance of the upflow anaerobic sludge bed reactors. *Water Research*, 18, p.1561-1567.
- LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A.F.M.; DE ZEEUW, W.; HOBMA, S.W. (1979). Feasibility of the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process. In: *Proc. Nat. Conf. Environmental Engineering*, ASCE, p.35-45.
- LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A.F.M.; HOBMA, S.W.; DE ZEEUW, W.; KLAPWIJIC, A. (1980). Use of upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 22, p.699-734.
- MEDEIROS, E.J.S; SILVA, J.K.M.; CAVALCANTI, P.F.F.; van HAANDEL, A.C. (1998). Excess sludge discharge frequency for UASB reactors. In: *V TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES*. IAWQ/Universidade Catolica de Valpariso/Universidad Tecnica Federico Santa Maria, Viña del Mar. 1998. *Anais*. Chile.
- MONTEGGIA, L.O. (1991). *The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors*. Ph.D. Thesis – University of Newcastle upon Tyne, UK.
- STRONACH, S.M.; RUDD, T.; LESTER, J.N. (1986). *Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment*, Springer-Verlag, Berlin.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1982). *Chemicals in Your Community, A Guide to the Emergency Planning and Community Right-to-Know Act*. EPA-516/002-80246, Washington, D.C.
- van HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1984). *Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um manual para regiões de clima quente*.
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1992). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. *Manual of Practice n. 8*, Alexandria, Va. *ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice n.76*, New York, N.Y.
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1996). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*, v.1, Alexandria, Va, 474p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (1989). Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture. *Technical Report Series*. 778. WHO, Geneva.
- de ZEEUW, W. (1984). *Acclimatization of anaerobic sludge for UASB – reactor start-up*. Ph.D. thesis – Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- YOUNG, J.C.; McCARTY, P.L. (1969). Anaerobic filter for waste treatment. *J. Water Pollution Control Federation*, 41, R160-R173.

Capítulo 10

Tratamento de Gases Gerados em Reatores Anaeróbios

José Roberto Campos e Josmar Davilson Pagliuso

10.1 Introdução

Qualquer instalação que receba esgotos sanitários brutos para realização de seu tratamento apresenta potencialidade de exalação de maus odores ou de gases que podem ter efeitos danosos aos operadores e circunvizinhança.

De maneira geral, tem-se de enfrentar essa problemática tomando-se providências em diversos níveis, dependendo das circunstâncias, caso a caso.

Há muitas alternativas e grau de atuação para controlar maus odores ou emissões de gases tóxicos, cada qual apresentando seus aspectos positivos e negativos relacionados com eficiência, manutenção, segurança, operação e custos.

Evidentemente, o principal aspecto que deve ser levado em consideração recai sobre a tomada de medidas preventivas, que podem ser efetivadas desde a fase de projeto até a etapa de operação e manutenção do sistema de tratamento.

Como medida fundamental – infelizmente nem sempre possível, em face da inexistência de locais adequados – tem-se a escolha da área ideal para implantação da estação de tratamento (ETE), observando-se o afastamento considerável de regiões com habitações e a direção dos ventos predominantes.

A concepção adequada de cada componente de uma ETE, desde a elevatória de esgotos brutos até o lançamento no corpo receptor, pode mitigar de forma considerável os problemas associados a emissões gasosas.

Sempre que possível devem-se prever unidades cobertas e, caso necessário, a implantação de respiros, com alturas adequadas para que a “pluma” de difusão permita diluição adequada desses gases na atmosfera. Essa altura geralmente é superior a 10 m.

Materiais de construção também assumem papel importante nesse nível de prevenção, pois, quanto mais lisa for a superfície de revestimento, menor será a possibilidade de formação de incrustações que, ao se decompor, resultam na geração de gases que exalam para os ambientes.

Além disso, para que odores sejam atenuados podem ser utilizados recursos específicos, como manter os esgotos em valores de pH acima de 7, mediante adição de alcali, ou, ainda, adicionando-se sais de ferro, por exemplo, que podem promover a precipitação do enxofre proveniente do gás sulfídrico.

Em certos casos, a adição de nitratos aos esgotos também pode atenuar a geração de H_2S .

Evidentemente, essas alternativas sugeridas devem ser ponderadas caso a caso, observando-se seus aspectos positivos e negativos.

Outro fato que deve ser levado em consideração em projetos de ETEs é que parcela significativa de gases pode estar dissolvida nos esgotos (tratados ou não). Ao promover a agitação do líquido pode ocorrer a exalação (“stripping”) desses gases para a atmosfera. Isso pode ser atenuado evitando-se quedas dos esgotos, em que ocorre grande turbulência. Caso isso não possa ser evitado, recomenda-se que esses locais sejam totalmente cobertos.

Fato comum que se constata em lançamentos de efluentes de reatores anaeróbios é a ocorrência de mau odor no local em que esses efluentes têm contato com as águas do corpo receptor. Isso geralmente ocorre em corpos receptores que têm pH ácido. Assim, quando os esgotos tratados se misturam com a água desse corpo receptor têm seu pH diminuído, tendo como consequência a liberação do H_2S (gás sulfídrico).

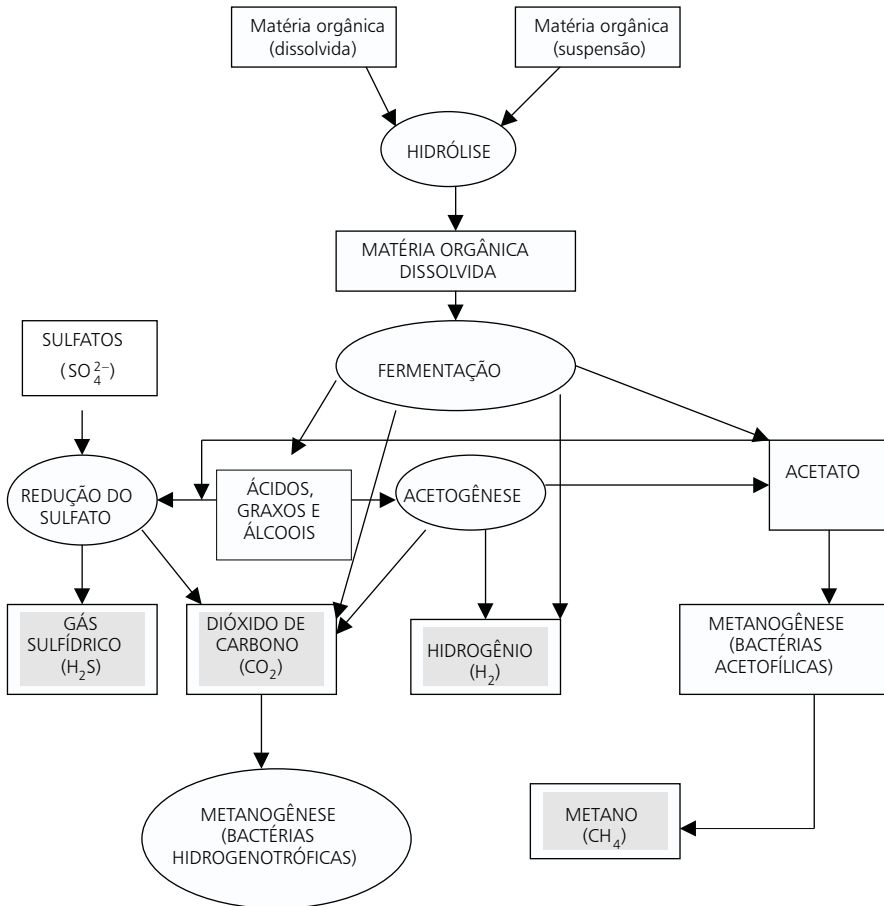
Neste capítulo, pretende-se apresentar uma breve abordagem sobre a geração de gases em reatores anaeróbios e sobre o tratamento ou queima dos mesmos. Também será feito enfoque sobre sua potencialidade de utilização para demais fins.

10.2 Gases Exalados em Reatores Anaeróbios

Os reatores anaeróbios, mediante as várias rotas metabólicas dos microrganismos presentes, podem gerar diferentes gases, dependendo do substrato que é submetido ao tratamento.

Os principais gases (em termos de porcentagem na composição do biogás) gerados nesses reatores são: metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), gás amoníaco (NH_3), gás sulfídrico (H_2S), hidrogênio (H_2) e nitrogênio (N_2). Porém, há muitos outros gases

que também podem ser gerados nos processos envolvidos, que não serão considerados neste texto. A Figura 10.1 apresenta um esquema geral pertinente às etapas da degradação em ambiente anaeróbio, destacando os principais gases gerados.



Fonte: Adaptado de Christensen, T.H. et al. (1992).

Figura 10.1 Principais produtos gasosos gerados em reatores anaeróbios.

Evidentemente, além dessas conversões, ocorrem centenas de outras, que podem gerar gases ou substâncias voláteis, entre os quais se citam: etanol, propanol, butanol, acetona, éteres, mercaptanas, compostos com radical aromático etc.

Ainda não se conhece muito sobre a composição completa do biogás (mistura de gases gerado em reatores em que ocorrem processos biológicos). É provável que nos próximos anos muito se evolua no conhecimento desses subprodutos, em face da sua importância relacionada com a qualidade do ambiente e potencialidade de reuso.

Neste capítulo será dada ênfase aos gases metano (CH_4) e sulfídrico (H_2S); o primeiro em face da potencialidade de seu uso como fonte energética e interferência na camada de ozônio; e o segundo por suas propriedades tóxicas, corrosivas e odoríferas.

10.3 Composição do Biogás

Dados levantados em bibliografia técnica, de maneira geral, mostram grandes variações na quantidade e composição do biogás formado em reatores anaeróbios.

Dados “teóricos” consideram que para cada quilograma de DQO removido (em termos de matéria orgânica degradada) resulta em 350 l de metano, nas condições normais de temperatura e pressão. Esse valor é geralmente muito superior ao que se constata na realidade.

Para pequenas estações de tratamento de esgotos sanitários, o reuso do gás pode ter custos relativamente altos, não justificando essa solução.

A produção de biogás, por pessoa atendida em uma ETE, pode variar predominantemente, na faixa de 5 a 20 l/pessoa por dia, sendo que a participação de metano, em volume, pode variar na faixa de 50% a 70%, na maior parte dos casos. O restante é composto por CO_2 , NH_3 , nitrogênio, H_2 , mercaptanas, outros gases e vapor de água.

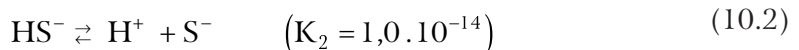
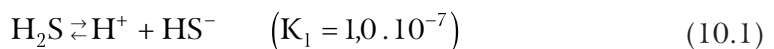
Na Tabela 10.1 apresentam-se algumas características desses gases.

Tabela 10.1 Algumas características de componentes do biogás.

Componente	Massa molecular g/mol	Densidade kg/Nm ³	Solubilidade em água g/l
Metano	16,00	0,72	0,025/0,064
Gás amoníaco	17,00	0,77	520,00
Gás sulfídrico	34,10	0,80	4,19
Dióxido de carbono	44,00	1,98	1,69
Mercaptanas	48,11 a 62,13	0,84 a 0,87	< 50

Fonte: Christensen (1995).

Um dos gases que merecem maior atenção, no que se relaciona ao odor de ETEs, é o gás sulfídrico (H_2S). Esse gás dissocia-se em meio aquoso, segundo as equações:



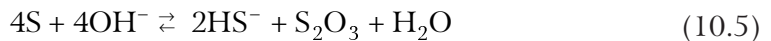
Conseqüentemente, o H_2S será predominante em pH próximo a 7 e o HS^- , acima de 7 até pH 14.

$$pK_1 = -\log(K_1) \quad (10.3)$$

$$(10.4)$$

O enxofre elementar está presente no líquido e sob nove diferentes formas cristalinas, em uma concentração máxima de 0,16 mg/l na forma coloidal, resultando em dispersão de cor leitosa (Buisman, 1989).

Em solução alcalina, em pH alto, observa-se a reação (Buisman, 1989):



Nota-se que, quanto mais elevado for o pH, acima de 7, menor será a existência de H_2S na forma de gás, reduzindo a exalação de odores, pois o meio básico “retém” o H_2S produzido no reator.

10.4 Legislação sobre Poluição de Ar

A Legislação Brasileira, mediante a Resolução CONAMA Nº 3, de 28 de junho de 1990, enfoca padrões de qualidade do ar, envolvendo os seguintes parâmetros: partículas totais em suspensão, fumaça, partículas totais em suspensão, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio, contudo, outros parâmetros que não constam desse documento podem ser estabelecidos em locais específicos, em função das circunstâncias regionais.

No caso de estações de tratamento de esgoto, além de respeitar estritamente as restrições desse decreto, ocorrem aspectos negativos que extrapolam as limitações quanto a parâmetros específicos, às vezes imponderáveis.

Conforme já destacado, a exalação de maus odores é problema que deve ser focado de forma contundente.

Evidentemente, é impossível ter uma estação que não exale algum tipo de odor, porém deve-se cuidar que o mesmo seja mitigado ao máximo e limitado à área da estação de tratamento de esgotos.

O CH_4 , o CO_2 e o H_2S , assim como outros gases presentes no biogás, são inconvenientes quando lançados na atmosfera, os dois primeiros podem ter ações relacionadas com o aumento gradual da temperatura da terra e o terceiro, com propriedades específicas de odor e toxicidade e de gerar condições propícias para corrosão.

O NH_3 pode gerar NO_x relacionado com problemas de “chuva ácida”.

Para que se alcancem condições adequadas para controle da poluição do ar, o metano deve ser aproveitado ou submetido juntamente com outros gases componentes de biogás à combustão em equipamentos especiais.

Note que a queima de CH_4 gera CO_2 , sendo, portanto, uma alternativa que não resolve totalmente os problemas de poluição do ar.

O gás sulfídrico, por sua vez, deve ser removido por processos químicos ou biológicos.

10.5 Exalação de Odores em Estações de Tratamento

O teste de odor é feito com equipamento que promove a diluição controlada da mistura de gases a ser estudada, que é então submetida à avaliação pelo olfato por um grupo de 6 a 8 pessoas. A diluição para a qual 50% das pessoas não sentem o odor é denominado *número total de odor*.

Embora, em si, o odor em pequena intensidade e em curtos períodos de exposição não faça mal à saúde, pode causar mal-estar, náusea e até estresse e problemas em diferentes níveis, em função de intensidade elevada e tempos grandes de exposição.

Neste texto pretende-se focalizar, principalmente, o tratamento de misturas de gases visando à remoção de odores. Embora a sensibilidade humana ao odor dependa de fatores como sensibilidade pessoal, condições fisiológicas e duração da exposição, essa percepção, de modo geral, varia exponencialmente com a concentração. Há muitos casos em que a presença de odores não pode ser detectada por análises químicas, mas pode ser acusada pelo olfato humano. Isso é causado em parte pelo fato de que a concentração da substância que produz o odor pode ser muito baixa, o que dificulta tanto a análise química como a remoção dessas substâncias. Outras vezes, o odor é resultado de combinações complexas de gases muito difíceis de serem analisados.

A rigor, todas as unidades que compõem estações de tratamento de esgoto podem gerar odor. Evidentemente, as unidades onde ocorrem processos biológicos, principalmente o anaeróbio, são aquelas que apresentam maior potencialidade, porém há muitos casos em que as exalações críticas ocorrem em elevatórias e no tratamento preliminar e primário. A Tabela 10.2 apresenta alguns compostos, freqüentemente

relacionados com a emissão de odores, juntamente com seus limites mínimos de sensibilidade.

Tabela 10.2 Limites mínimos de sensibilidade de odor relativos a algumas substâncias.

Composto	Limite de sensibilidade p.p.m
Etanol	0,6
Gás sulfídrico	0,0004
Cloro	0,05
Dióxido de enxofre	0,6
Ácido butírico	0,68
Amônia	1,5
Metil amina	0,04
Trimetil amina	0,00003
Metil mercaptana	0,00007
Mercaptanas	0,000003
Indol	0,00001

Fonte: Mills (1993).

10.6 Destino do Biogás

Não há dúvidas de que os gases gerados em reatores anaeróbios devem ser considerados como emissão poluidora.

Assim, restam três alternativas: tratamento, combustão ou reuso controlado.

Em relação ao reuso (sempre que comprovado adequado, sob os aspectos técnico, econômico e ambiental), pode-se pensar nas seguintes alternativas:

- Uso em motores de combustão interna.
- Uso direto do biogás.
- Distribuição em rede, após tratamentos adequados.
- Alimentação de caldeiras.
- Geração de energia elétrica. Geralmente, a eficiência de geradores alimentados com biogás (tratado) varia na faixa de 15% a 30% (Christensen, 1995), envolvendo aspectos positivos e negativos, que devem ser avaliados criteriosamente caso a caso.

O poder calorífico do biogás tratado é da ordem de 0,60 do de gás natural, demonstrando potencialidade de uso controlado. Seu poder calorífico é muito variável, porém resulta geralmente próxima a 5,9 kWh/m³, quando seco e previamente tratado.

Contudo, deve-se levar em conta sua agressividade, em termos de corrosão, o que exige especial cuidado na concepção de sistemas de aproveitamento e na vida útil dos equipamentos utilizados.

10.7 Tratamento do Biogás

O tratamento de biogás, principalmente visando à eliminação do odor e redução de compostos poluentes, pode ser efetuado de acordo com as seguintes alternativas:

- Prevenção.
- Biofiltração.
- Adsorção em carvão ativado.
- Absorção química (“scruber”).
- Oxidação térmica.

Evidentemente, a prevenção deve receber atenção especial em todos os casos.

Biofiltração

A biofiltração está começando a ser enfocada como uma das alternativas mais atraentes para tratamento de gases para serem lançados na atmosfera; e, na opinião dos autores deste texto, também deve ser destacada sua importância como pré-tratamento antecedendo queimadores.

Em essência, os biofiltros são constituídos por leitos de material orgânico enriquecido com inóculo e nutrientes, por meio do qual os gases a serem tratados escoam no sentido ascendente ou descendente. Esse leito deve ser mantido úmido, daí a necessidade de aplicar aspersão de água sobre a superfície do mesmo.

Em certos casos também pode-se utilizar material inerte para composição do leito.

Na Figura 10.2 é apresentado um esquema desse tipo de reator.

Apesar da grande potencialidade do uso de tratamento biológico para os gases gerados no processo anaeróbio, ainda não há critérios de projeto estabelecidos, pois muitos fatores influenciam no desempenho de leito: umidade, taxa de aplicação, composição do material do recheio, rugosidade do material do recheio, composição do biogás, temperatura etc.

Assim, a forma mais correta para a elaboração de um projeto recairia na operação preliminar de uma instalação piloto.

As sugestões encontradas na bibliografia pertinente, que ainda é bastante parca, citam casos em que as diferenças de funcionamento e parâmetros para projetos são muito discrepantes.

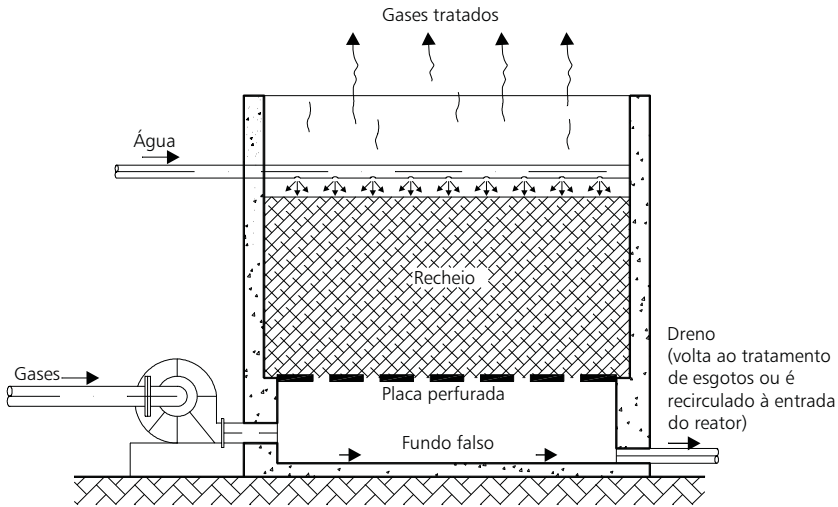


Figura 10.2 Esquema de um biofiltro típico.

Por exemplo: para espessura do leito, são comuns variações entre 0,5 a 2,5 m; para material suporte, empregam-se desde componentes sintéticos (polietileno, polipropileno etc.), areia grossa, até fragmentos de vegetais ou turfa; para taxas de aplicação, verificam-se valores desde $20 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ até $300 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$. Esses números reforçam a necessidade de operar, preliminarmente, uma instalação piloto, caso a caso, pelo menos até que se disponham de outros dados bibliográficos mais seguros.

Adsorção em Carvão Ativado

A área superficial do sólido adsorvente é um parâmetro essencial na capacidade de captura do composto odorífico. Embora não seja a única, essa é a principal razão do sucesso do carvão ativado e de alguns outros materiais utilizados na remoção de odor.

O carvão ativado é um dos sólidos que pode ser utilizado de maneira efetiva na remoção de odores e o mais empregado. Leitões rasos com alta vazão de gás podem ser construídos e usados por períodos tão longos quanto um ano e meio antes que tenham de ser trocados.

Para controle de odor, velocidades superficiais de 0,13 a 0,18 m/s geralmente são adequadas. Após o tempo de vida útil do carvão, o mesmo pode ser reativado e reutilizado.

A reativação é feita em geral pelo fornecedor, pois requer temperaturas na faixa de 600°C .

Outros sólidos são menos utilizados que o carvão, entre eles a alumina, a bauxita, a sílica gel e o “carvão de churrasco”. As razões que limitam a utilização desses sólidos

estão em geral ligadas à absorção de água, que reduz a eficiência de adsorção. A regeneração desses materiais também é problemática.

Nos processos de adsorção, a umidade relativa do efluente deve ser mantida abaixo de 50% e a temperatura não deve exceder 52°C, pois acima desses valores os gases não são facilmente absorvidos.

Absorção Química

O mais antigo dos lavadores de ar tem origem natural: a chuva. Os lavadores industriais aproveitam essa idéia e são, essencialmente, chuveiros com gotas de água muito pequenas – produzidas por injetores de alta pressão – que passam em contra corrente com o escoamento ascendente de gás que se deseja limpar. Quanto menor a gota, maior a superfície de contato para a mesma vazão de água e, portanto, maior a eficiência de absorção.

Os lavadores removem eficientemente particulados e gases. A eficiência de coleta é particularmente alta para os particulados, mas alguns tipos de lavadores possuem boa eficiência também na coleta de gases. Entre as desvantagens dos lavadores estão a possibilidade de corrosão do equipamento e, principalmente, a necessidade de ter destino adequado para o efluente líquido. A adição de dopantes químicos aumenta a taxa de transferência da massa e a limpeza do gás.

Em geral, a eficiência de retenção dos lavadores é proporcional ao consumo de energia utilizada na sua operação.

Assim, unidades que trabalham com baixa perda de pressão no fluxo de gases são menos eficientes do que unidades que operam com perdas de pressão maiores. Em algumas aplicações essa distinção pode ser fundamental, pois a pressão naturalmente disponível no escoamento pode ser pequena e a elevação da pressão pode ser onerosa quando se consideram vazões elevadas.

Há uma grande variedade de tipos de lavadores, porém os mais comuns são:

- Torres.
- Lavadores centrífugos.
- Venturis.

Lavadores Tipo Torre

Os lavadores tipo torre funcionam com baixa perda de pressão, mas são mais adequados para a coleta de particulado do que de gases. A Figura 10.3 mostra o esquema básico de um lavador desse tipo. O líquido utilizado na retenção do poluente é uma mistura do efluente recirculado, parcialmente purificado pela separação por sedimentação que ocorre no fundo do lavador, e água limpa.

O lodo produzido pela sedimentação de particulados, por sua vez, exigirá tratamento adequado.

O efluente gasoso entra por uma abertura na parte inferior do equipamento e escoar na direção do topo do lavador, passando por meio de leito de esferas que flutuam no líquido.

A seguir, o gás atravessa a névoa produzida pelos bicos aspersores, passa por um eliminador de gotas e deixa o equipamento, limpo e parcialmente seco. Embora a eficiência de separação seja tão maior quanto menor a gota, as gotas não podem ser muito pequenas para não serem carregadas pela corrente de gás. Valores usados para a velocidade do gás estão geralmente entre 0,6 e 1,2 m/s e gotas com tamanho ligeiramente abaixo de 1,0 mm são as mais adequadas para esses lavadores.

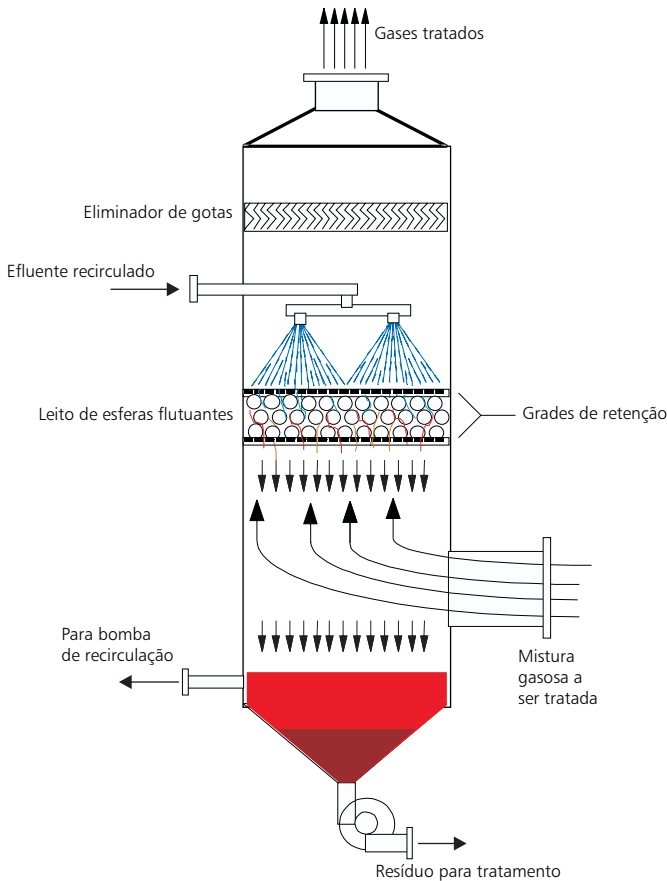


Figura 10.3 Lavador tipo torre com leito de esferas flutuantes.

Lavadores Centrífugos

A eficiência dos lavadores pode ser melhorada se for aumentada a velocidade relativa entre as gotículas de líquido e a corrente gasosa. Um meio prático que permite fazer isso é a centrifugação do gás. Para obter esse efeito pode-se fazer o gás entrar tangencialmente no lavador ou colocar em seu interior uma série de aletas que dão rotação ao escoamento de gás. A Figura 10.4 mostra esses dois princípios.

As gotículas nos lavadores centrífugos são muito menores do que aquelas encontradas nas torres. Assim, a evaporação da água dentro do lavador pode se tornar um problema e, para prevenir isso, costuma-se saturar os gases com umidade antes de sua entrada no lavador. Particularmente se os gases estão aquecidos.

Os lavadores tipo Venturi são bastante eficientes na coleta de fumos e névoas que normalmente carregam os odores.

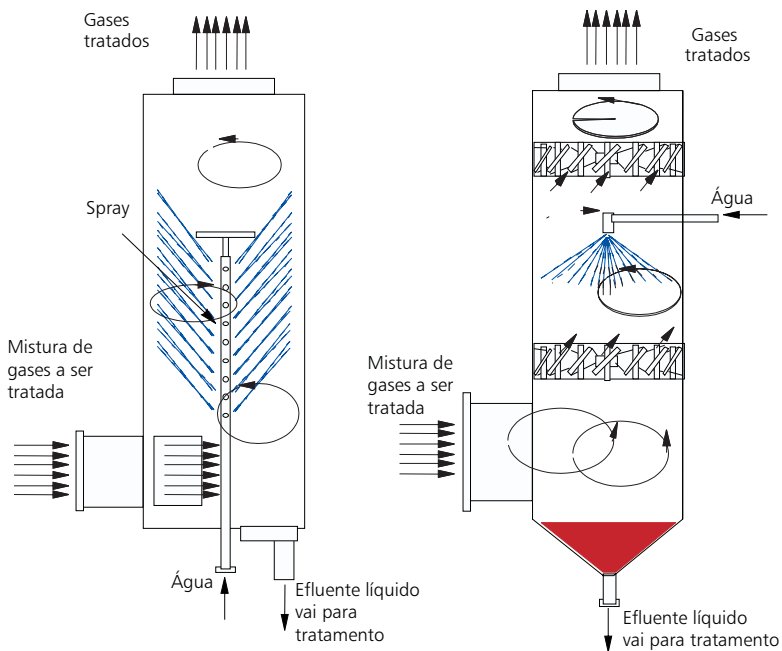


Figura 10.4 Lavadores centrífugos de entrada tangencial e com aletas internas.

Lavadores Venturi

A Figura 10.5 mostra esquematicamente um lavador tipo Venturi. O gás a ser tratado entra pela seção convergente do Venturi, passando a seguir pela garganta onde recebe o jato de água. O impacto inercial é o principal mecanismo de coleta. Conseqüentemente, quanto maior a velocidade, melhor a eficiência, mas também maior a pressão de entrada requerida. A pressão decresce da entrada para a garganta e volta a subir no cone divergente, mas não atinge o valor inicial.

Uma das características dos lavadores tipo Venturi é a capacidade de desintegração do jato de líquido, produzindo gotículas muito finas. Adicionalmente, se o gás na região de baixa pressão da garganta do Venturi for saturado ou supersaturado de umidade, haverá condensação sobre as partículas na região de pressão mais alta do difusor, aumentando a eficiência.

Os lavadores tipo Venturi têm sido extensivamente empregados na absorção de gases e remoção de partículas. Entretanto, a perda de pressão do escoamento de gás é relativamente alta e, assim, o custo operacional é mais elevado que o de outros lavadores.

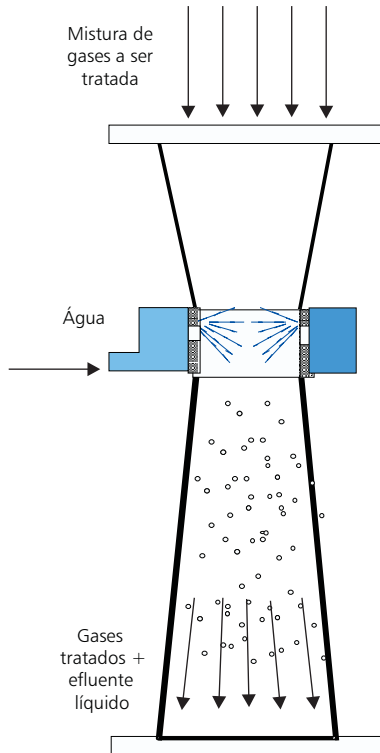


Figura 10.5 Lavador tipo Venturi.

Oxidação Térmica

A “limpeza” de um efluente gasoso por combustão é chamada de incineração. Há basicamente três métodos de incineração:

- Chama direta.
- Incineração térmica.
- Incineração catalítica.

Para que se consigam bons resultados na remoção de odores por oxidação térmica é recomendável o uso de temperaturas na faixa de 800°C a 1.100°C, e de 300°C a 650°C, para oxidação catalítica (Mills, 1995).

No processo de chama direta, a mistura de gases deve possuir poder calorífico suficiente para manter a combustão, sendo que nenhum outro combustível precisa ser adicionado. A incineração térmica, por outro lado, é aplicada a misturas gasosas incapazes de manter a combustão por si própria e, nesse caso, um combustível auxiliar deve ser empregado. A incineração catalítica requer temperaturas menores que a térmica e encontra aplicação para misturas que, além de terem poder calorífico pequeno, têm baixa temperatura, pois, nesse caso, a necessidade de pré-aquecimento é menor.

O problema que surge com mais frequência nos processos de incineração não está ligado ao poluente em si, mas ao fato de que a concentração desse poluente é normalmente muito pequena associada a uma vazão total de gás elevada. Isso obriga a tratar grandes volumes, podendo conduzir a equipamentos volumosos e caros.

Nos processos de combustão, os três parâmetros mais importantes são: temperatura, tempo e turbulência. A temperatura afeta a taxa de reação química, a turbulência é responsável pela mistura do combustível com o ar e o tempo de residência deve ser elevado o suficiente para permitir que a reação de combustão ocorra dentro do equipamento.

Assim, tempo, temperatura e turbulência não são parâmetros independentes, mas que se afetam mutuamente. Por exemplo: se a combustão ocorre a baixa temperatura, o tempo de residência dos gases no interior do incinerador deve ser grande, assim como a turbulência. Ao elevar a temperatura, o tempo de residência pode ser diminuído, pois as reações são mais rápidas. Aumenta a turbulência e o encontro do combustível com o oxigênio é mais rápido e mais perfeito.

Dos três parâmetros, o mais facilmente controlável é a turbulência, que pode ser promovida com o uso de chicanas e entradas tangenciais. Temperaturas elevadas, por seu lado, requerem materiais e equipamentos mais dispendiosos, além de, eventualmente, processos de pré-aquecimento dos gases. Tempo de residência elevado implica equipamento de grande volume interno e, conseqüentemente, custo.

O tempo de residência nos incineradores de gás varia, geralmente, entre 0,25 e 1,0 s, sendo 0,5 s o valor mais utilizado. A faixa de temperaturas está entre 650°C e 850°C. Entretanto, para algumas aplicações, como a incineração de lixo hospitalar, temperaturas muito mais elevadas podem ser necessárias para eliminar compostos altamente perigosos como as dioxinas e furanos.

Entre os queimadores de chama direta, talvez o mais utilizado seja o queimador tipo *flare*, que é na sua forma mais simples um tubo vertical aberto com chama piloto mantida acesa em sua extremidade. Sua principal característica é a capacidade de lidar com grandes variações na vazão de gás e seu maior uso está na indústria do petróleo.

Flare tem sido bastante empregado na combustão de gases gerados em reatores anaeróbios. Entre suas desvantagens tem-se a emissão de gases como o CO, CO₂, NO_x, SO_x, hidrocarbonetos e outros, dependendo da qualidade da queima e do tipo de combustível utilizado. A produção de ruído e a emissão de luz são outros pontos a serem considerados, dependendo do local de instalação.

Note que os flares, sendo equipamentos muito simples e capazes de aceitar grandes variações na vazão de gás, não se notabilizam pela alta eficiência de combustão. Substâncias perigosas à saúde, que requerem controle muito mais restrito, como os hidrocarbonetos clorados e mercaptanas, não devem ser incinerados em flares (U.S. Environmental Protection Agency, 1975).

Na Figura 10.6 é apresentado um esquema de um flare com suas principais partes constituintes.

O flare é encontrado no comércio e é especificado com a participação do fornecedor.

Esse sistema é constituído por uma base, haste de apoio, queimador para GLP, vela de ignição, corta-chamas interno e câmara de combustão. O GLP é alimentado a um queimador que tem a função de “chama piloto” e o biogás é queimado na câmara de combustão.

Para que se consiga a especificação correta do equipamento adequado, deve-se fornecer, pelo menos, os seguintes dados: vazões máxima e mínima de biogás, composição aproximada do biogás, temperatura desejada para a combustão (sempre maior que 500°C) e pressão aproximada do biogás. Deve-se solicitar, ao fornecedor, a vida útil do equipamento, pois esta é diretamente dependente da qualidade e cuidados construtivos relacionados com os materiais e revestimentos empregados.

Incineradores térmicos podem ser dispositivos tão simples como um tubo com orifícios inserido no duto de descarga de gases, no qual o combustível auxiliar é queimado, até projetos mais complexos.

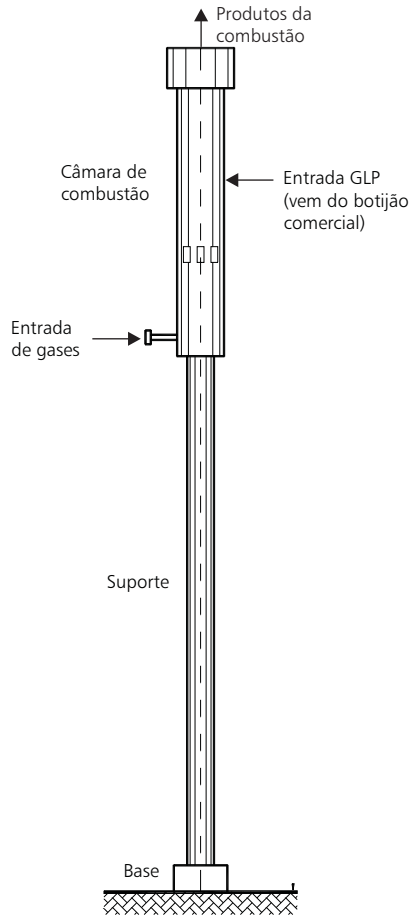


Figura 10.6 Esquema típico de um flare.

A Figura 10.7 mostra um desses incineradores dentre uma grande variedade de modelos. Em certos casos, utiliza-se ventilador para promover o escoamento dos gases.

Um outro tipo de incinerador térmico em que não é necessário o uso de ventilação forçada ou de gases ligeiramente pressurizados é mostrado na Figura 10.8. Neste incinerador o escoamento é induzido por um jato de alta velocidade na garganta do Venturi, criando ali uma região de baixa pressão. Entretanto, essa diferença de pressão é modesta e o processo nem sempre se aplica.

Dispositivos para impedirem o retorno de chama (válvulas corta-chamas) devem ser utilizados para prevenir explosões.

Um dispositivo muito simples que pode ser usado é o selo de água no qual o gás é borbulhado.

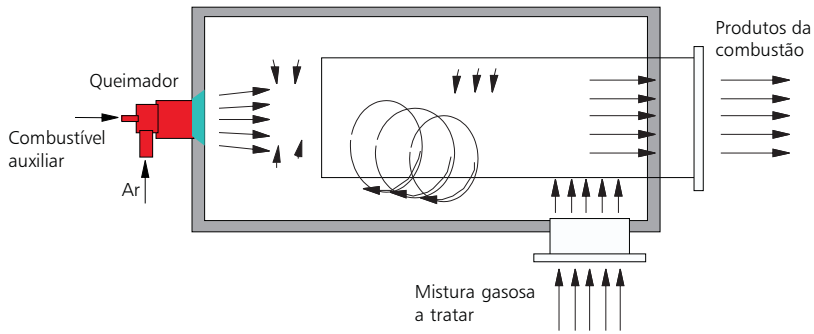


Figura 10.7 Incinerador térmico com ventilação forçada.

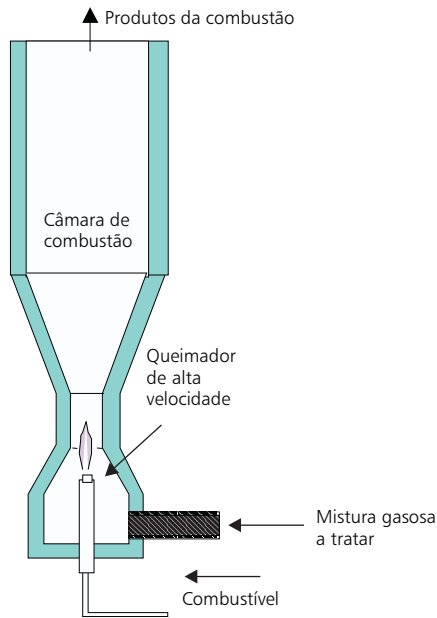


Figura 10.8 Incinerador térmico de jato.

Combustão Catalítica

Catalisadores são substâncias que, embora promovam reações químicas, nelas não tomam parte nem são consumidas no processo. A incineração catalítica é uma técnica similar à incineração térmica, com a vantagem de que a oxidação ocorrerá a temperaturas muito abaixo da temperatura de auto-ignição do gás, com concentrações abaixo do mínimo necessário para a manutenção do processo de combustão convencional.

Isso permite menor pré-aquecimento do efluente, quando este se faz necessário, o que significa menor custo operacional. Por outro lado, o catalisador eleva o custo inicial da instalação. A combustão catalítica está freqüentemente associada a um processo de combustão convencional que é utilizado para o pré-aquecimento dos gases até a temperatura requerida pelo processo catalítico.

Os gases na temperatura correta são, então, passados por um leito ou grade de catalisador. Os catalisadores são, em geral, metais nobres, como platina ou paládio, e podem ser encontrados na forma de fios, colméias ou esferas, geralmente associados a uma base/suporte de alumina. A área de contato do catalisador com o gás é muito elevada.

Simultaneamente, a área aberta à passagem do escoamento é bastante alta (cerca de 90%), o que propicia perda de pressão muito pequena, da ordem de alguns milímetros de coluna de água. Não há chama visível na região de combustão catalítica. A Figura 10.9 esquematiza um incinerador catalítico com sua seção de pré-aquecimento.

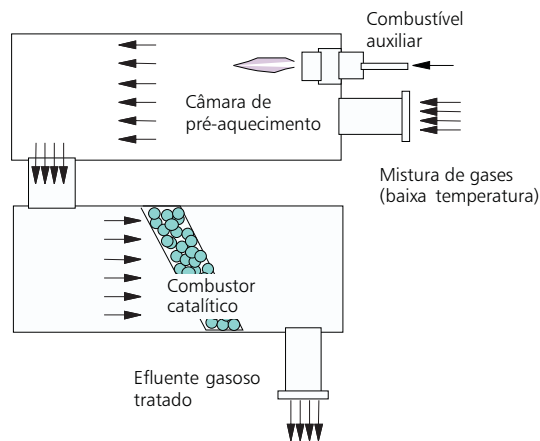


Figura 10.9 Incinerador catalítico com pré-aquecimento

O principal problema encontrado no uso de catalisadores é a desativação ou o “envenenamento” do catalisador, que pode ser causado pelo uso prolongado ou pela introdução acidental de gases que são “venenosos” para o catalisador. A desativação

pode ocorrer pela reação química dos gases com o catalisador ou pelo recobrimento da superfície do catalisador por uma camada de um composto inerte.

De modo geral, quando é avaliada a possibilidade de aplicação de incineração, deve-se considerar que há ocasiões – como no caso dos efluentes gasosos de biodigestores – em que um gás combustível útil estaria sendo desperdiçado. Outro ponto a observar é que freqüentemente os gases portadores de odor têm baixo poder calorífico e necessitam de combustível auxiliar. Esse fato, além de onerar o processo, produz outros tipos de poluentes oriundos da combustão, como o CO e o CO₂. A recuperação de calor na combustão auxilia a diminuir esses efeitos negativos.

Considerações Gerais

Com base na exposição anterior e na opinião dos autores deste capítulo, podem ser configuradas algumas considerações gerais sobre o destino e tratamento de gases em estações de tratamento de esgotos, que se fundamentam em processo biológico anaeróbio.

Os primeiros cuidados devem ser direcionados à prevenção, ou seja, deve-se buscar localização e concepção adequadas da ETE, em que é ponderada a potencialidade de exalação de odores nas várias unidades e é buscada solução adequada para minimização do problema, enfocando cada uma dessas unidades. Nota-se que esses cuidados não devem focar somente aquelas em que se desenvolvem processos biológicos, mas também aqueles componentes do tratamento preliminar e tratamentos físico e químico. O uso de modelos para estudo da dispersão pode ajudar nessa tarefa.

O segundo ponto a ser considerado envolve o estudo da viabilidade do uso do biogás, gerado nas unidades em que se processa o tratamento biológico anaeróbio, para fim de geração de energia de forma aproveitável no sistema de tratamento (aquecimento de reatores, secagem de lodo e energia elétrica em acionamento de motores) ou para outros usos específicos.

Logicamente, a opção por efetuar o uso do biogás deve ser acompanhada de estudo criterioso sob os aspectos técnico, econômico e ambiental. Geralmente, para pequenas instalações de tratamento esse reaproveitamento pode ser relegado, sob o aspecto econômico.

Até o presente, no Brasil, poucas unidades de tratamento anaeróbio têm seu biogás gerado destinado ao reaproveitamento, sendo que a maioria delas simplesmente tem esse efluente gasoso descartado na atmosfera. Ressalta-se que esta não é a atitude adequada.

Contudo, cada vez mais deve-se avaliar esse fato com sistemas de aproveitamento da ETE sob o aspecto sistêmico, resultando assim na busca de soluções realmente adequadas, caso a caso.

Nota-se que os projetos de maior parte das estações mais recentes já prevêm a implantação de queimadores de gases, empregando flares facilmente encontrados no mercado.

Porém, devem ser estimuladas cada vez mais as soluções que se baseiam no tratamento biológico dos gases, que poderá também ser empregado como pré ou pós-tratamento de queimadores.

10.8 Segurança de Instalações de Gases

O biogás, diante de seus componentes, além de ser danoso às pessoas a ele expostas, também pode ser objeto de explosões e causar dano ao ambiente da circunvizinhança (corrosão de metais etc.).

Um dos problemas mais sérios recai sobre o perigo de explosão quando o metano é misturado com ar.

O biogás gerado nos reatores, por não conter oxigênio, não é explosivo por si só, porém a introdução de ar, em qualquer etapa do transporte, armazenamento ou tratamento, pode resultar em mistura altamente explosiva.

Geralmente, recomenda-se que a concentração de metano seja mantida fora da faixa de 5% a 15% (em volume) e a de oxigênio, inferior a 3% a 11%.

Cuidado especial deve ser dado às conseqüências de vazamentos ou acúmulo dessa mistura em ambientes de trabalho, internos ou externos a edificações, pois pode ocorrer acúmulo de biogás e, caso a faixa de porcentagem de ar/metano resultar dentro de certos limites, as explosões podem ser fatais.

A Figura 10.10 mostra, de forma grosseira, a faixa de composição em que a mistura de gases pode ser explosiva.

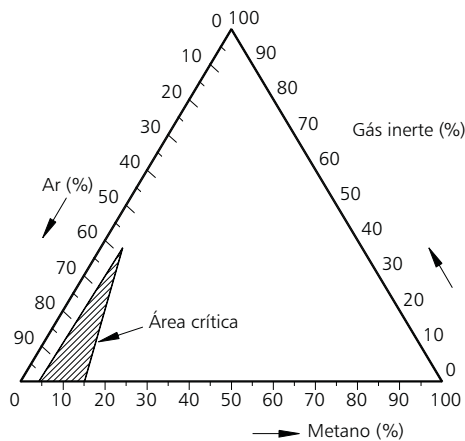


Figura 10.10 Diagrama simplificado que mostra a faixa de mistura de metano e ar que pode ser explosiva. Adaptado de Christensen et al. (1992).

Considerando as propriedades descritas, são sugeridas algumas medidas para a segurança do sistema:

- Usar materiais adequados para execução dos reatores e para armazenamento e transporte do biogás, evitando-se vazamentos.
- Instalar pára-raios, protegendo toda a área na qual o sistema de gases está instalado, incluindo os próprios reatores.
- Treinar pessoal envolvido na operação do sistema de tratamento. Esse treinamento deve-se repetir em intervalos regulares.
- Instalar placas com palavras de alerta bem visíveis e claras a respeito das propriedades do biogás e proibir o uso de cigarros ou qualquer dispositivo que possa produzir chama nas áreas de perigo potencial.
- Evitar aumento de temperatura de biogás (acima de 150°C) nas etapas de transporte e armazenamento.
- Instalar equipamentos corta-chamas na sucção de gases ou em setores em que se prevê a compressão dos gases.
- Os flares devem ser instalados afastados de vias de circulação, e cercados, para evitar o acesso de pessoas estranhas à sua operação. Os flares devem ser providos de ignição automática e controlador de chama e instalados afastados, pelo menos 6 m de edificações e vias de circulação.
- Os flares devem ser equipados com dispositivo corta-chamas.
- Devem-se prever drenos para extração de vapores condensados da mistura de gases.
- A composição do biogás em termos de concentração de metano (análises por infravermelho) e de oxigênio (analisadores paramagnéticos) deve ser determinada. Deve-se prever equipamento automático que promova o acionamento de válvulas que interrompam o fluxo, caso a mistura atinja faixa potencialmente perigosa (explosão). O fluxo deve ser interrompido antes que a composição alcance os limites das concentrações perigosas.
- A execução e orientação acerca da operação e critérios de segurança devem ser efetuadas por empresas especializadas.
- Todas as normas relativas a projeto de sistemas de gases combustíveis devem ser respeitadas.

Procurou-se enumerar uma série de quesitos acerca das instalações de gases com o objetivo de oferecer uma orientação inicial acerca dos cuidados com biogás.

Evidentemente, para estações de tratamento pequenas, algumas dessas medidas podem ser descartadas em face do alto custo, porém sempre respeitando critérios adequados de segurança. Assim, cabe ao projetista definir caso a caso a imposição de simplificações que, contudo, recairão sob sua responsabilidade.

Referências Bibliográficas

- BRASIL. Leis, Decretos etc. Legislação Federal (1995). *Controle da Poluição Ambiental* (atualizado: até nov. 1995). São Paulo, CETESB. 213p.
- CHRISTENSEN, T.H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. (1992). *Landfilling of Waste: Biogás*. E. FN SPON. Londres, 840p.
- MILLS, B.; REVIEN OF METHODS OF ODORS CONTROL (1995). *Filtrations Separation*. Elsevier Science. London UK. 147-152p.
- PERKINS, H.C. (1974). *Air Pollution*. EUA, MacGraw-Hill, 407p.
- ROSS, R.D. (1972). *Air Pollution and Industry*. Van Nostrand Reinhold, New York, EUA, 489p.
- SIEGEL, R.; HOWELL, J.R. (1972). *Thermal Radiation Heat Transfer*. EUA, MacGraw-Hill, 3.ed., 1069.
- STRAUSS, W. (1976). *Industrial Gas Cleaning*. Pergamon Press, EUA, 2.ed., 621p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, (1975). *Air Pollution Engineering Manual*. 2.ed., EUA, 987p.

Capítulo 11

Tratamento e Destino Final do Lodo Gerado em Reatores Anaeróbios

Miguel Mansur Aisse, Adrianus C. Van Haandel, Marcos Von Sperling, José Roberto Campos, Bruno Coraucci Filho e Pedro Além Sobrinho

11.1 Introdução

Lodo de Esgotos

Todos os sistemas de tratamento biológico de águas residuárias geram lodos na forma de uma suspensão de flocos. Dependendo da natureza e origem dos sólidos, distingue-se lodo primário e lodo secundário. O lodo primário é gerado a partir da sedimentação de material particulado do afluente. O lodo secundário ou biológico é gerado no reator biológico do sistema de tratamento, constituindo-se em uma mistura de sólidos não-biodegradáveis do afluente e massa bacteriana que cresce no reator.

Dependendo do ambiente no reator, o lodo secundário pode ser de natureza aeróbia ou anaeróbia.

Os lodos podem exibir três características indesejáveis, cuja correção é o objetivo do tratamento de lodo:

- Instabilidade biológica: no caso de lodo primário e no lodo aeróbio há uma grande fração de material orgânico biodegradável. O método mais comum para reduzir o teor de material biodegradável é por meio da aplicação da digestão anaeróbia.
- Qualidade higiênica péssima: especialmente no caso de esgoto sanitário há uma grande variedade de vírus, bactérias e parasitas (protozoários, ovos de nematóides e helmintos) que constituem uma ameaça à saúde pública.

- Grande volume: a concentração de sólidos nos lodos é relativamente baixa, de modo que seu volume é considerável, sendo necessário aplicar um processo de separação de fases para reduzir o teor de água. A Tabela 11.1 apresenta valores da concentração de sólidos, além de outros constituintes, de lodo biológico aeróbio e lodo primário digerido de sistemas de tratamento de esgoto.

Tabela 11.1 Composição química e algumas propriedades típicas do lodo de esgotos.

Item	Unidade	Lodo secundário		Lodo primário digerido	
		faixa	típico	faixa	típico
Sólidos totais	%	2,0-8,0	5,0	6,0-12,0	10,0
Sólidos voláteis	% de ST	60-80	65	30-60	40
Nitrogênio	% de ST	1,5-4,0	2,5	1,6-6,0	3,0
Fósforo	% de ST	0,8-2,8	1,6	1,5-4,0	2,5
Potássio	% de ST	0-1	0,4	0-3,0	1,0
pH	-	5,0-8,0	6,0	6,5-7,5	7,0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /l	500-1500	600	2500-3500	3000

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991).

Destaca-se que o lodo secundário aeróbio tem natureza bastante distinta em relação ao lodo secundário anaeróbio. No lodo aeróbio, a fração de massa bacteriana é elevada (dependendo da idade de lodo, 50% a 90% da massa bacteriana), enquanto no lodo anaeróbio esta fração está na faixa de 2% a 20%. Na presença de oxigênio, o lodo anaeróbio é metabolizado pelo lodo aeróbio; em ambiente anaeróbio, o lodo aeróbio torna-se substrato para o lodo anaeróbio.

Produção de Lodo

Lodo Primário e Lodo Gerado em Vários Processos Aeróbios

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. Porém, os valores mencionados referem-se às condições típicas da Alemanha, onde o sistema de esgotamento geralmente é unitário e, no caso de tratamento biológico, empregam-se processos aeróbios. O sistema unitário contempla a coleta de esgotos sanitários e águas pluviais em uma mesma tubulação.

A Tabela 11.2 mostra que a massa de lodo produzida é bastante considerável: após a digestão anaeróbia pode-se esperar em torno de 40 g/l, com teor de sólidos de 2% a 3%, tendo-se, portanto, de 1 a 2 l/hab · dia de lodo estabilizado. Assim, não é surpreendente que o tratamento e a destinação final de lodo se constituam em um dos principais fatores de custos operacionais de sistemas de tratamento aeróbios. Nos sistemas anaeróbios, tendo-se lodo estabilizado e em menor quantidade, o custo é muito menor.

Tabela 11.2 Relação das quantidades de lodo, para diferentes unidades e processos em ETEs.

	a Quantidade de sólidos g/(hab · dia)	b Teor de sólidos (%)	c Teor de água (%)	d Quantidade de lodo $\frac{a}{b} \cdot \frac{100}{1000}$ l/(hab · dia)
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, secado 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	95,3	1,50
8. Lodo digerido, misturado, molhado	45	3,0	97,0	1,50
9. Lodo digerido, desidratado artificialmente	45	28,0	72,0	0,16
10. Idem, secado 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, recalcado	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, molhado	50	2,5	97,5	2,00
14. Lodo misto digerido, desidratado artificialmente	50	22,0	78,0	0,23
15. Lodo misto estabilizado aerobiamente, adensado	50	2,5	97,5	2,00
16. Idem, desidratado artificialmente	50	20,0	80,0	0,25
17. Idem, secado 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
	45	5,0	95,0	0,90
19. Lodo da pré-precipitação digerido, adensado	90	4,0	96,0	2,25
20. Precipitação simultânea (lodos ativados), lodo primário e secundário, bruto, adensado	60	3,0	97,0	2,00
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).

Lodo Gerado em Fossas Sépticas

A NBR 7229 (1982) cita valores de produção de lodo fresco (Lf) de até 1,0 l/hab · dia, para esgoto tipicamente doméstico. Sobre esse valor devem ser aplicados os coeficientes de redução de volume R1 e R2, da ordem de 0,50 e 0,25, respectivamente, por adensamento e redução de sólidos voláteis na digestão. Para temperaturas maiores ou iguais a 20°C, como cita a NBR 7229, 1993, o volume esperado para o lodo removido poderá ser menor.

Lodo Gerado pelo Processo Anaeróbio Tipo UASB

Vários pesquisadores apresentaram dados experimentais da produção de lodo biológico anaeróbio em reatores tipo UASB. A Tabela 11.3 mostra os resultados referentes a sistemas em escala de demonstração ou escala real, tratando esgoto municipal bruto.

Tabela 11.3 Produção de lodo biológico anaeróbio em reatores tipo UASB.

Referência	a Produção (gSTS/hab · dia)	b Teor de sólidos (g/l)	c Teor de água (%)	a/b Quantidade de lodo l/(hab · dia)
Aisse (1993)	15-25	–	–	–
Louwe Kooimans et al.	20	–	–	–
Haskoning	10-20	50-100	90-95	0,2
Vieira & Souza	22	72	93	0,31
Haskoning et al.	15	60 a 80	93	0,21
Van Haandel & Lettinga	16	50 a 75	93	0,26

Assim, os valores encontrados na literatura indicam o seguinte valor da produção média de lodo *per capita*:

$$P_{\text{cap}} = (0,15 \text{ gSTS/gDQO}) \cdot (54 \text{ gDBO/hab} \cdot \text{dia}) \cdot 2 \text{ gDBO/gDQO} = \\ = 16 \text{ gSTS/hab} \cdot \text{dia}$$

Os mesmos dados indicam que a concentração do lodo de excesso do reator UASB não será inferior a 50 g/l, de modo que se pode estimar o volume diário de lodo como:

$$V_{\text{cap}} = (16 \text{ gSTS/hab} \cdot \text{dia}) / 50 \text{ gSTS/l} = 0,32 \text{ l/hab} \cdot \text{dia}$$

Ao comparar os dados da Tabela 11.2 (lodo aeróbio) e da Tabela 11.3 (lodo do UASB) observam-se as seguintes diferenças:

- A produção *per capita* no reator UASB situa-se na faixa de 1/3 da produção em sistemas aeróbios.
- O volume de lodo *per capita* produzido no reator UASB situa-se na faixa de 1/6 da produção em sistemas aeróbios.

Reunindo-se o fato de que o lodo do reator UASB não requer tratamento para estabilização antes do processo de separação de águas e sólido, é evidente que o problema de tratamento e destinação final em sistemas anaeróbios, como o reator UASB, é muito mais simples e menos oneroso do que em sistemas de tratamento aeróbios.

11.2 O Processamento do Lodo em ETEs

Os sistemas de tratamento de lodo podem ser divididos em cinco categorias :

- Processos visando melhorar a estabilidade biológica e mecânica do lodo, tendo-se os seguintes processos importantes:
 - (a) condicionamento (adição de flocculentes, polieletrólitos, correção pH etc)
 - (b) estabilização biológica (digestão anaeróbia, digestão aeróbia)
- Processos mecânicos visando reduzir o teor de água livre, não diretamente ligada ao lodo. Nesses processos distinguem-se:
 - (a) adensamento
 - (b) flotação
- Processos visando aumentar o teor de sólidos no lodo, produzindo um sólido:
 - (a) secagem natural (leitos de secagem, lagoas de secagem)
 - (b) secagem por processos mecânicos (filtração, centrifugação etc.)
- Processos térmicos visando ao condicionamento térmico do lodo ou dos sólidos separados:
 - (a) processos Porteous e Zimmermann
 - (b) incineração
- Processos complementares, visando aumentar a aplicabilidade do lodo como insumo agrícola:
 - (a) (co)compostagem
 - (b) desinfecção com cal

No caso de lodos de sistemas de tratamento anaeróbio, as primeiras duas categorias têm relativamente pouca importância porque: (a) em sistemas de tratamento anaeróbio com um bom funcionamento, o lodo de excesso já deixa o sistema bem estabilizado e não precisa de acondicionamento especial e (b) a concentração do lodo de excesso é elevada (veja a Tabela 11.3), de modo que há pouca possibilidade de aumentá-la

consideravelmente mediante processos simples como adensamento ou flotação. Conclui-se que os processos mais importantes para lodo anaeróbio são aqueles que visam à transformação do lodo de excesso em um “sólido”. A Figura 11.1 apresenta uma visão “reduzida” dos vários métodos. Representa a expressão da tecnologia compatível como atual desenvolvimento tecnológico no Brasil, a qual pode atender adequadamente à problemática do processamento do lodo. Ressalta-se que, quando se usa reator anaeróbio, na quase totalidade dos casos dispensa-se o uso de adensador.

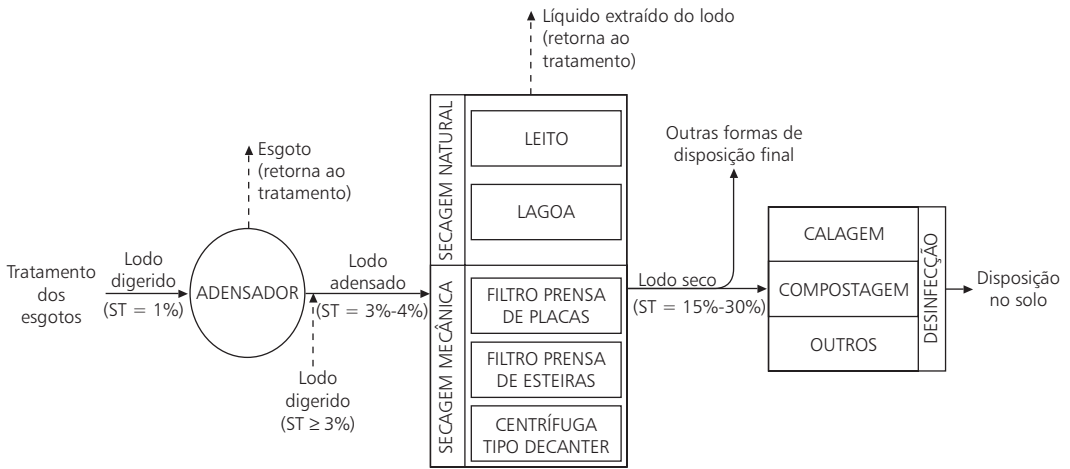


Figura 11.1 Exemplos de Etapas de Processamento do Lodo de Esgotos.

11.3 Desidratação do Lodo Anaeróbio

Os Processos de Desidratação do Lodo

Segundo Pulkow & Aisse (1996), considerando-se a grande diversidade de processos unitários de tratamento de lodo, podem-se citar inicialmente os processos de secagem natural ao ar livre. Assim, destacam-se os leitos de secagem convencionais. Estes ocupam áreas nem sempre disponíveis, em razões como 20 a 50 hab/m², dependendo das condições climáticas e a natureza do processo de tratamento (anaeróbio ou aeróbio).

Nesse caso, devem ser utilizados equipamentos mecanizados, que possuem como requisitos: alimentação de energia elétrica e a adição de polímeros auxiliares no processo. Estes processos podem ser ditos como artificiais ou mecanizados.

Processos Naturais

- *Leitos de secagem*: unidades, geralmente retangulares, nas quais se processa a redução de umidade com a drenagem e a evaporação, sendo que muito mais água é removida pela percolação que pela evaporação. Van Haandel & Lettinga (1994) mostraram que é factível atingir teor de sólidos muito elevado. Fisicamente, os leitos de secagem são semelhantes a filtros lentos de areia: aplica-se uma batelada de lodo, com uma espessura inicial de 30 a 60 cm, sobre um leito de areia eventualmente coberto de tijolos, com espaços livres para a percolação. A areia, por sua vez, repousa sobre uma camada de brita estratificada, com tubos perfurados para coletar a água percolada pelo leito de areia.
- *Lagoas de secagem*: têm finalidades e funcionamento idênticos aos dos leitos de secagem. Diferem dos leitos quanto ao funcionamento por não prever a percolação de água. Em vez disso, há a possibilidade de retirar a camada de água que se forma sobre a batelada de lodo, quando esta é colocada na lagoa. O restante tem de ser evaporado, de modo que em geral a secagem em lagoas demora bem mais que em leitos, mas em compensação a construção é mais simples.
- *Disposição do lodo no solo*: o solo serve como um meio de recepção para o lodo. Muitas vezes o lodo é aplicado no solo e misturado como fertilizador ou condicionador do solo.

Processos Artificiais

- *Filtros prensa de placas*: são filtros de pressão, constituídos em placas de ferro entre as quais se prendem panos filtrantes.
- *Filtros prensa de esteiras*: possuem duas correias sem fim, em movimento contínuo, das quais pelo menos uma é constituída por uma tela filtrante.
- *Filtros a vácuo*: o lodo é aspirado de fora para dentro e fica retido em um pano filtro, que envolve um cilindro rotativo, parcialmente imerso no lodo.
- *Centrifugas tipo decanter*: separam os sólidos da água por diferença de força centrífuga.

Leitos de Secagem

Descrição

Leitos de secagem são unidades que têm por objetivo desidratar, por meios naturais, o lodo digerido em digestores aeróbios ou anaeróbios. São operados em regime de batelada, sendo que a remoção do lodo seco, antes da aplicação de cada nova batelada, é necessária para o bom funcionamento do leito. Inicialmente, a

percolação é o processo que mais contribui na remoção da água. Todavia, a percolação só é viável até que o lodo atinja um teor de sólidos de 20% aproximadamente, de modo que a evaporação é essencial para obter lodos com um teor elevado de sólidos. No caso de lodo de sistemas anaeróbios, a produção de biogás na batelada de lodo confere, à parte das partículas que compõem o lodo, uma densidade menor que a da água. Explica-se assim a tendência, de parte do material digerido, de flutuar durante o processo de secagem, acumulando-se na superfície e facilitando a percolação do líquido pela parte inferior. Uma malha de drenagem prevista na parte inferior do sistema permite a retirada e afastamento desse líquido. As Figuras 11.2 e 11.3 ilustram vários aspectos construtivos relativos aos leitos de secagem.

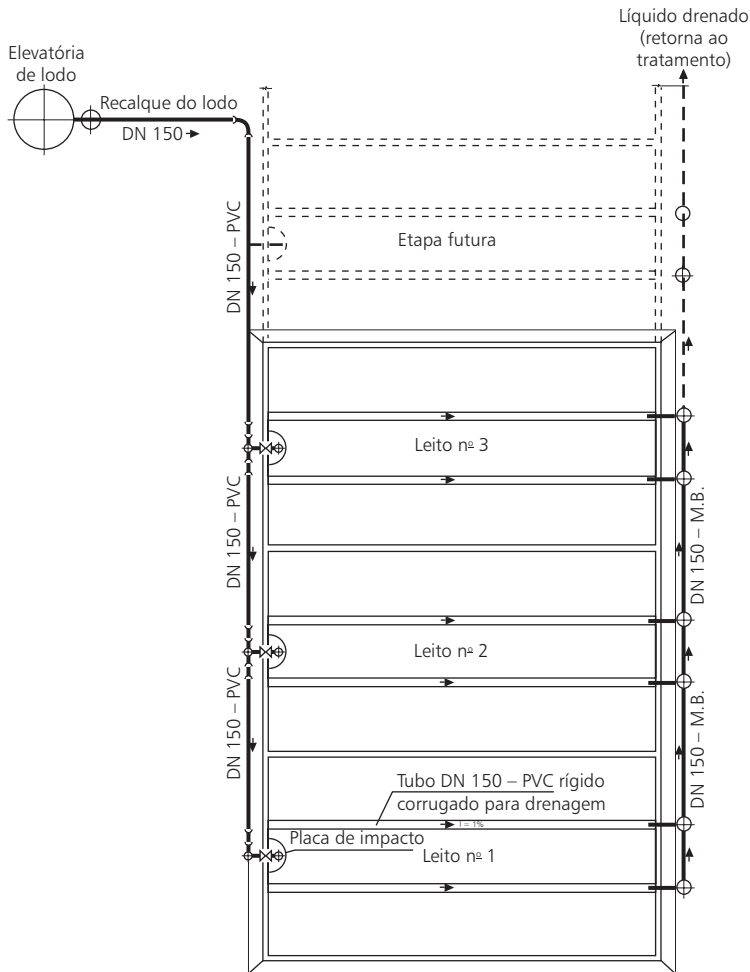
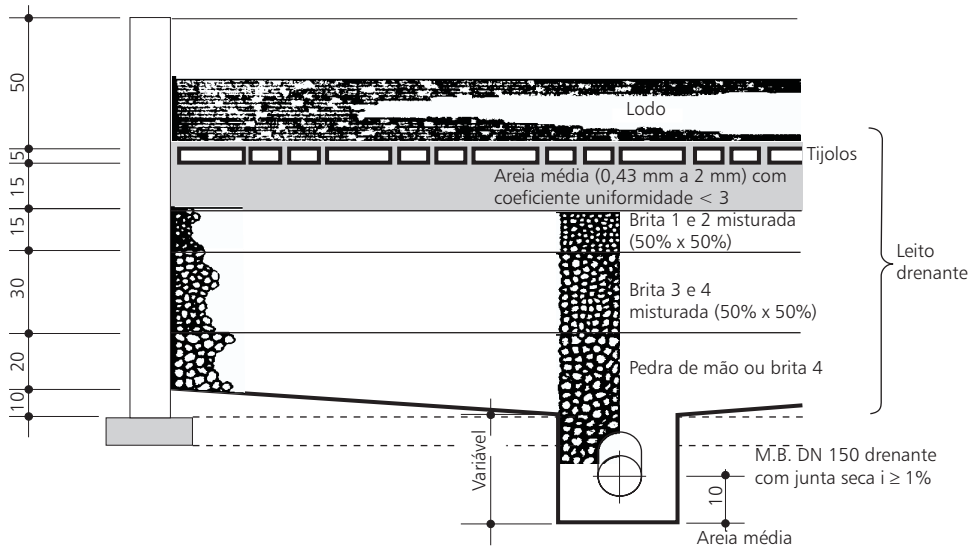
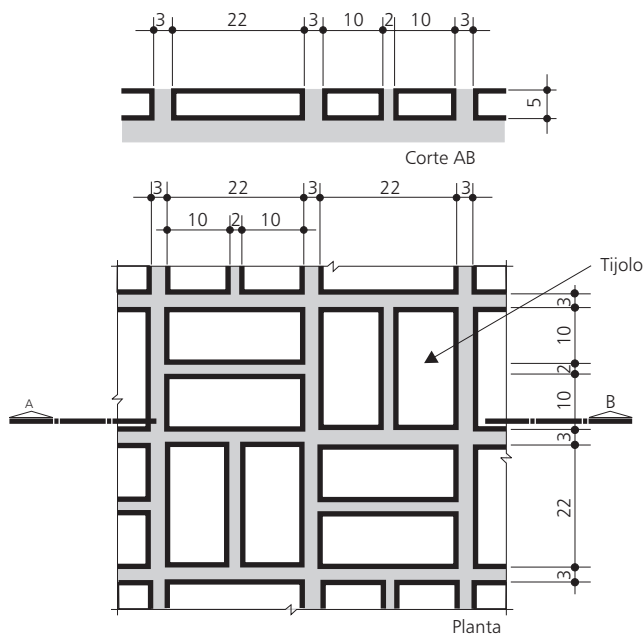


Figura 11.2 Leito de secagem – planta esquemática.



(a) Disposição das camadas



(b) Disposição dos tijolos

Figura 11.3 Leito de secagem – detalhes.

Cobertura no Leito de Secagem

Segundo Gallegos, projetar cobertura para os leitos de secagem representa uma solução extremamente onerosa e de utilidade discutível. As águas de chuva, aproveitando a porosidade da massa em processo de secagem, acabam percolando a camada e sendo retiradas pelo sistema de drenagem. A desidratação é mais afetada pela umidade do ambiente do que pelas precipitações eventuais.

Segundo van Haandel & Lettinga (1994), a cobertura serve para proteção contra a chuva e, em climas frios, geadas. Ao cobrir o leito abre-se a possibilidade de usar a energia solar para aquecer o lodo durante a secagem, reduzindo, dessa maneira, a concentração de bactérias patogênicas. Esta “pasteurização solar” se torna particularmente importante se o lodo seco for utilizado na agricultura (veja Seção 11.4).

Operação do Leito

O tempo necessário para um ciclo de secagem do lodo (T_t) em um leito se compõe em quatro períodos diferentes:

$$T_t = T_1 + T_2 + T_3 + T_4$$

em que:

T1: tempo para preparação do leito e descarga do lodo

T2: tempo de percolação

T3: tempo de evaporação para atingir a fração desejada de sólidos

T4: tempo para remoção dos sólidos secos

Os períodos T1 e T4 dependem essencialmente de fatores relacionados com a gerência do leito. Os períodos T2 e T3 são discutidos com maior profundidade na seção subsequente.

Parâmetros Técnicos para Leito de Secagem

O parâmetro fundamental para o dimensionamento de leitos de secagem é a produtividade (P), que representa a massa de sólidos que pode ser processada no leito por unidade de área e por unidade de tempo. Ela pode ser expressa como a razão entre a carga de sólidos aplicada a uma batelada (C_s) e o tempo total de um ciclo de secagem (T_t):

$$P = C_s/T_t \quad (11.1)$$

O valor da produtividade depende de vários fatores:

- A umidade final do lodo que se deseja: quanto mais seco o produto final, mais longo será o tempo de evaporação e, portanto, do ciclo, de maneira que a produtividade do leito diminui à medida que diminui a umidade do lodo seco.
- A carga de sólidos aplicada na batelada: quando a carga é muito pequena a secagem de lodo será rápida, mas o tempo para retirar o produto seco será relativamente longo, de modo que a produtividade será baixa. Por outro lado, se a carga aplicada for muito grande, o tempo de secagem será muito grande e também a produtividade será baixa. Conclui-se que deve haver uma carga intermediária ótima para a qual a produtividade é máxima.
- A natureza do lodo: quanto melhor a estabilização do lodo, mais fácil será a percolação e mais curto o tempo total de um ciclo de secagem.
- A natureza do leito de secagem: a granulometria do leito pode influenciar a velocidade do processo de percolação e principalmente a facilidade com que se experimenta problemas de colmatar o leito, ou seja, redução da permeabilidade do meio.
- As condições climáticas: condições que favorecem uma rápida evaporação são umidade relativa do ar baixa, vento, temperatura elevada e ausência de precipitação.
- Construção do leito: a presença de cobertura do leito pode resultar em uma redução da taxa de evaporação porque o vapor de água não pode escapar.

A influência dos fatores anteriormente citados sobre a velocidade de secagem e, conseqüentemente, sobre a produtividade do leito de secagem não pode ser expressa quantitativamente em relações simples, de modo que se necessita de uma técnica para determinar a produtividade, experimentalmente, para um determinado conjunto de fatores. Van Haandel & Lettinga (1994) descreveram um procedimento experimental simples para determinar a produtividade, usando-se pequenos modelos físicos de leitos de secagem. Como exemplo, observa-se na Figura 11.4a um diagrama elaborado a partir de dados experimentais obtidos em Campina Grande, PB, usando-se lodo bem estabilizado de um reator UASB. O lodo percolou através dos leitos de areia grossa ao ar livre, sem precipitação pluviométrica, tendo-se uma umidade relativa do ar (de dia) de 60% a 65%. Observa-se uma curva empírica que relaciona a produtividade do leito em função da umidade do produto final. Os resultados experimentais mostraram que a carga de lodo aplicada no leito tinha muito pouca influência sobre a produtividade: em uma faixa larga de cargas (15% a 40%), o tempo total de um ciclo de secagem em boa aproximação é proporcional à carga aplicada, de modo que a produtividade mantém um valor constante, independente da carga aplicada. É importante observar que a validade dessa curva para estimar a produtividade de leitos se restringe àqueles que operarão sob condições semelhantes àquelas que prevaleceram durante a investigação experimental.

Na mesma figura observa-se também a influência de chuvas sobre a produtividade dos leitos. Essa influência é estimada da seguinte maneira: quando um leito tem uma

produtividade “P” na secagem de lodo, com umidade inicial “ U_i ” na ausência de chuva, então passará, por ano, no leito uma lâmina de água de $365PU_i/(1 - U_i)$ mm. Uma precipitação “H” de material orgânico, por ano, deve aumentar a quantidade de água que passa pelo leito e correspondentemente pode estimar uma redução da produtividade em :

$$f_c = [365PU_i/(1 - U_i)]/[365PU_i/(1 - U_i) + H] \quad (11.2)$$

em que:

f_c : fator de redução da produtividade por causa da precipitação

U_i : umidade inicial de lodo a ser processado (em muitos casos, $U_i \approx 1$)

Na Figura 11.4a observam-se as curvas de produtividade para várias intensidades de precipitação pluviométrica. Na realidade, a influência das chuvas poderá ser menor que aquela indicada pela Equação 11.2 e Figura 11.4a, porque, na prática, parte (e às vezes grande parte) da água precipitada passará imediatamente para o leito, sem entrar em contato com o lodo sobre ele. Também tem-se que o lodo seco apresenta uma capacidade muito reduzida de absorver água novamente, de modo que, após a secagem, grande parte da água escorre e percola o meio filtrante.

A Figura 11.4a mostra claramente que a produtividade de um leito aumenta acentuadamente com o valor da umidade no lodo final. Por outro lado, quanto maior a umidade, maior será a massa de lodo cujo destino final deve ser custeado. A Figura 11.4b mostra a relação entre a umidade final do lodo e a massa de lodo por unidade de massa de sólidos totais suspensos. Essa relação é obtida considerando que a umidade é dada pela razão entre a massa da água (p_a) e a massa da mistura água + sólidos em suspensão ($p_a + p_s$):

$$U = p_a/(p_a + p_s) \quad (11.3)$$

Portanto, a massa total (p_t) por unidade de massa de sólidos em suspensão é dada por:

$$p_t/p_s = (p_s + p_a)/p_s = 1/(1 - U) \quad (11.4)$$

Por exemplo, para uma umidade final de 50%, a massa total (água + sólidos) por unidade de massa de sólidos em suspensão, a composição, para 2 kg de lodo é: 1 kg de STS e 1 kg de água.

É de esperar que a produtividade de leitões no Sul do País seja menor que a mostrada no diagrama, porque as condições climáticas são menos favoráveis (temperatura mais baixa, umidade do ar mais elevada, bastante precipitação). Para estimar essa diferença quantitativamente é necessário que se realize uma investigação experimental.

Além Sobrinho & Miranda (1996) e Aisse, Amaral & Sovierzoski (1998) estudaram em instalações-piloto a desidratação de lodo anaeróbio obtido de reatores tipo UASB. Em decorrência dos dados dos mesmos (14 cargas por ano de 15 kgSTS/m²), pode-se estimar para as condições no Sul e Sudeste do País uma produtividade de leitos de 14 · 15/365 = 0,55 kgSTS/m² · dia para uma umidade final de 70%. Este valor é em torno de três vezes menor que aquele sugerido por van Haandel & Lettinga (1994) para o Nordeste do País (veja a Figura 11.4), admitindo-se precipitação de 2.000 mm/ano e 70% de umidade final (produtividade ≈ 1,65 kgSTS/m² · dia). Para a região Centro-Oeste e Norte esperam-se valores próximos aos do Nordeste, porque nestas regiões o clima apresenta a temperatura elevada como importante aspecto positivo, embora a precipitação seja também elevada.

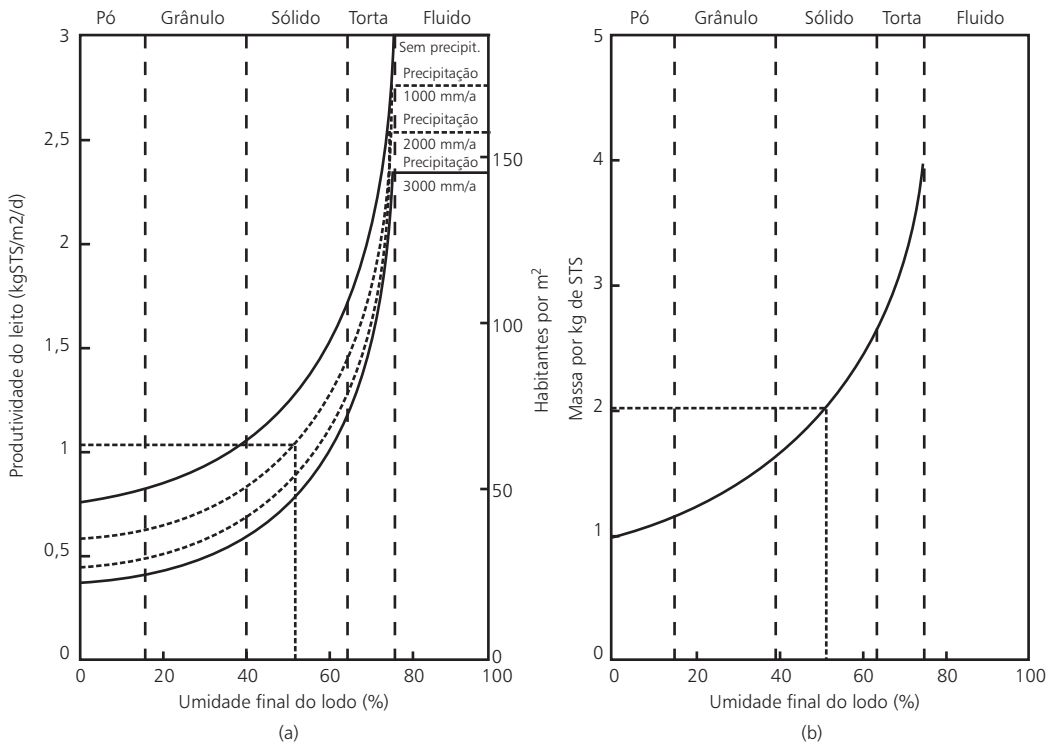


Figura 11.4 (a) Produtividade de leitos de secagem em função da umidade final desejada, tendo-se condições típicas do Nordeste do Brasil. A influência da precipitação está indicada. *Fonte:* van Haandel & Lettinga (1994). (b) Massa do lodo após a secagem por kg de STS em função da umidade do produto final.

Quanto às normas oficiais, é interessante observar que a NB 570, 1990, descreve em sua Seção 7.6, “Desidratação do Lodo”, vários aspectos relacionados ao leito de secagem. Quanto à carga de sólidos (SST), cita que a mesma não deve exceder a $15 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{ciclo}$. Essa norma pode ser bem aplicável para o Sul e Sudeste do País, mas parece desnecessariamente restritiva para o Nordeste, onde van Haandel & Lettinga (1994) mostraram experimentalmente que para cargas entre 15 e 40 kgSTS/m^2 o desempenho dos leitos é praticamente constante.

Cálculo da Área do Leito

Tendo-se a produtividade do leito de secagem e a produção diária de lodo M_{STS} (kg de ST), calcula-se facilmente a sua área total com auxílio da Equação 11.5:

$$A_l = M_{\text{STS}}/P \quad (11.5)$$

Posteriormente, a única variável que resta determinar é a divisão da área total nas diferentes unidades. Essa divisão se dá de acordo com a necessidade de área de uma batelada de lodo de excesso, que por sua vez depende da estratégia de descargas que se adota. No Capítulo 9, mostrou-se que, dependendo das condições operacionais, a descarga de lodo varia entre 20% e 50% da massa total de lodo em um determinado sistema de tratamento anaeróbio. Por outro lado, a avaliação experimental de van Haandel & Lettinga (1994) mostrou que a produtividade se mantém essencialmente constante na faixa de cargas de sólidos de 15 a 40 kgSTS/m^2 .

Exemplo: Dimensione os leitos de secagem para o lodo do sistema de tratamento anaeróbio de uma cidade de 62.500 habitantes, supondo-se uma produção diária de lodo seco de uma tonelada de STS e uma produtividade de do leito de $0,7 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{dia}$ para cargas aplicadas de 15 a 40 kgSTS/m^2 . Suponha que a massa de lodo no sistema de tratamento seja 50 t (portanto, uma idade de lodo de 50 dias) e que seja possível dar descargas de bateladas de lodo de excesso de até 60% dessa massa. Suponha uma concentração média de 75 gSTS/l no lodo de excesso.

O dimensionamento, em grande parte, depende do ritmo que se deseja impor às descargas de lodo de excesso. Em geral será escolhida uma frequência constante de descargas, como, por exemplo, semanal ou mensal. Caso se escolham descargas de 4 em 4 semanas, cada batelada terá 28 toneladas de STS. Para um tempo total do ciclo de secagem de 28 dias e tendo-se uma produtividade de $0,7 \text{ kgSTS/m}^2 \cdot \text{dia}$, calcula-se que a carga aplicada deve ser $C_s = 0,7 \cdot 28 = 20 \text{ kg/m}^2$. Assim, teoricamente, uma solução poderiam ser descargas mensais de 28 tSTS ($28000/75 = 372 \text{ m}^3$), em um leito de 1.440 m^2 , por exemplo, $24 \text{ m} \times 60 \text{ m}$. Há várias outras alternativas, por exemplo, descargas semanais de 7 tSTS (93 m^3), em 4 leitos de $1.440/4 = 360 \text{ m}^2$, ou seja, 4 leitos de $12 \text{ m} \cdot 30 \text{ m}$, por exemplo. Na Tabela 11.4 observam-se outras opções mantendo-se a mesma carga de sólidos de 20 kgSTS/m^2 . Na prática provavelmente não se escolheria dar descargas de 4 em 4 semanas, porque haveria somente um leito,

o que torna o sistema inflexível. Qualquer problema com o leito causa grandes problemas operacionais. Além dos leitos calculados, projetam-se normalmente leitos de reserva que podem ter de 20% a 50% da área calculada. Na última coluna da Tabela 11.4 observa-se a configuração composta dos leitos da demanda normal (estes perfazendo uma área total de 1.440 m²) e a capacidade de reserva que se sugere. Naturalmente, pode se fazer considerações semelhantes para outras cargas.

Sob as condições específicas do exemplo, provavelmente a solução mais prática seria a de se ter 5 leitos de 12 × 30 m², tendo-se normalmente 4 unidades em operação e 1 unidade de reserva. Nesse caso, haveria descargas semanais de lodo de excesso e cada batelada de lodo de excesso permaneceria por um período de 4 semanas no leito, permitindo uma umidade final muito baixa. A camada inicial de lodo de excesso, com uma concentração suposta de 75 kg/m³, para uma carga de sólidos de 20 kg/m², seria de 20/75 = 27 cm. Naturalmente, se o lodo tiver concentração menor, a camada de lodo aumentará correspondentemente.

Tabela 11.4 Diferentes opções de leitos de secagem para processar 1 t/d de lodo anaeróbico com uma produtividade dos leitos de 0,7 kSTS/m² · d e uma carga aplicada de sólidos de 20 kgSTS/m².

Período entre descargas (dias)	Massa da batelada (tSTS)	Lodo no sistema (%)	Volume da batelada (m ³)	Leito unitário (m ²)	Configuração: demanda (+ reserva)
2	2	4	26,7	8 × 13	14 (+6)
4	4	8	53,4	10 × 20,6	7 (+3)
7	7	14	93	12 × 30	4 (+1)
14	14	28	186	18 × 40	2 (+1)
28	28	56	372	24 × 60	1 (+1)

Custos de Investimento e Operação

A área do leito em grande parte determina o custo de investimento necessário. Na Figura 11.5a observa-se o custo de investimento anualizado para construir o leito de secagem, em função da umidade final do lodo, para uma produção diária de lodo de 1 tSTS. Assim, para uma produção *per capita* de 16 gSTS/dia, isso representa uma população de 62.500 habitantes. Para elaborar a figura supôs-se um custo de R\$ 200.000,00, R\$300.000,00 e R\$400.000,00 por ha e um custo financeiro de 10% do capital investido, durante os 20 anos de vida útil do projeto (isso significa uma taxa anual de juros de 9%). Supôs-se ainda uma precipitação de 1.000 mm por ano, tendo-se, portanto, a produtividade indicada pela segunda curva da Figura 11.4a. Observa-se que, mesmo para um preço de R\$ 400.000,00 por ha (considerado muito elevado), o custo anual de investimento é relativamente baixo.

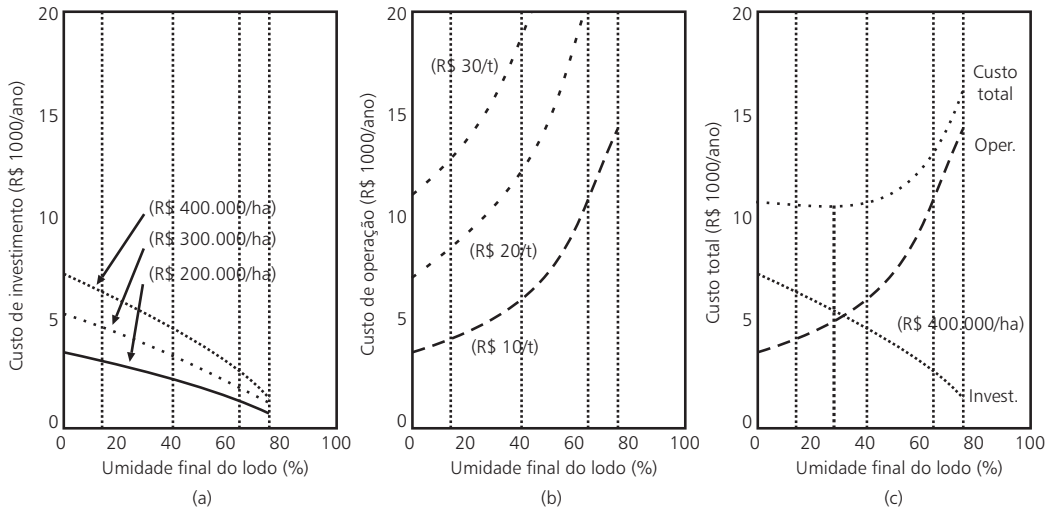


Figura 11.5 (a) Custos de investimento (anualizados em 10%) para diferentes preços unitários. (b) Custos operacionais de leitos de secagem para diferentes custos por unidade de massa. (c) Custo total do leito.

Por outro lado, o custo operacional é determinado, em grande parte pela massa total do lodo após a secagem, apresentada na Figura 11.4b, em função da umidade final do lodo. Na Figura 11.5b, plotou-se o custo operacional de destinação final de lodo em função da umidade final, para uma produção de 1 tSTS/dia, supondo-se custos de R\$10,00, R\$20,00, e R\$30,00, por t para dar o destino final ao lodo.

Exemplo: Supondo-se um custo de investimento do leito de R\$ 400.000,00 por ha e um custo de R\$ 10,00 para aterrar o lodo, após a secagem, determine a umidade ótima do ponto de vista da economia (precipitação de 1.000 mm/ano). Determine o custo mínimo de tratamento e destinação final do lodo.

Na Figura 11.5c observa-se a curva do custo de investimento e o custo operacional em função da umidade final do lodo, bem como a curva da soma destes dois que representa o custo total. Para as condições específicas, a curva do custo total tem um mínimo para $U = 0,28$, tendo-se um valor anual de aproximadamente R\$ 10.600,00 por tSTS/dia. Para a umidade ótima final, a produtividade do leito é aproximadamente $0,7 \text{ kgSTS/m}^2 \cdot \text{dia}$, de maneira que a área necessária é $1.000/0,7 = 1.440 \text{ m}^2$. A massa diária de lodo a ser aterrada é $1.000/(1 - 0,28) = 1.390 \text{ kg}$. Como a população para a produção suposta de 1 tSTS/dia é $1.000/0,016 = 62.500 \text{ hab}$, o custo anual *per capita* mínimo para secagem e destinação de lodo seria de $10.600/62.500 = \text{R\$ } 0,17$. Como o custo anual operacional *per capita* total de sistemas anaeróbios tipicamente está na faixa de R\$1,50 a R\$2,50, o custo de secagem e destinação do lodo está na faixa de 10% do custo operacional total do sistema de tratamento. Nas condições especificadas, a área por habitante seria $1.430/62.500 = 0,023 \text{ m}^2$, ou seja, necessita-se de uma área de 1 m^2

de leito por $1/0,023 = 44$ habitantes. Essa área é relativamente pequena, embora maior que a área *per capita* para um sistema anaeróbio, como o reator UASB, tipicamente na faixa de 0,007 a 0,015 m². Portanto, a área do leito de secagem geralmente é na faixa de 2 a 3 vezes maior que o sistema de tratamento anaeróbio. Uma área menor é factível, mas os custos operacionais serão muito maiores.

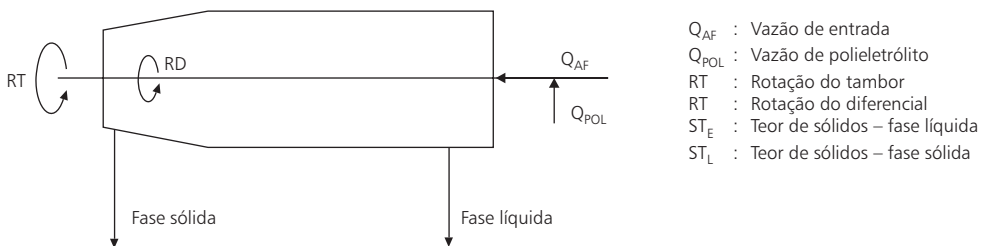
A Figura 11.5 mostra os seguintes pontos importantes:

- No caso do exemplo (Figura 11.5c), para o custo de investimento de R\$ 400.000,00 por ha e custo operacional de R\$10,00 por tSTS de lodo seco, a umidade ótima é 0,28, mas o custo só varia muito pouco em uma larga faixa de valores da umidade final ($0 < U < 0,5$). Na prática, o preço de construção de um leito, em geral, será menor que o valor adotado de R\$ 400.000,00 por ha, enquanto o custo operacional na prática poderá ser bem maior que o valor de R\$ 10,00 por tSTS. Por essa razão, em geral, será vantajoso, do ponto de vista da economia, projetar o leito grande para uma umidade final baixa.
- Do ponto de vista da higiene, uma umidade final baixa também é vantajosa, porque destrói, com maior eficiência, os organismos patogênicos (consulte Seção 11.4).
- À medida que as condições de secagem se tornam mais difíceis (produtividade do leito menor), a umidade final ótima terá um valor mais elevado.

Centrífugas Tipo Decanter

Centrífugas

Segundo Imhoff (1986), a centrífuga de carcaça fechada e rosca transportadora (Figura 11.6) consiste em um tambor cônico de um lado, tendo uma rosca em seu interior. O lodo úmido é introduzido axialmente. Sob a influência da força centrífuga, os sólidos em suspensão se depositam na parede interna do tambor. Daí são empurrados pela rosca, que gira a uma velocidade pouco maior, para a extremidade de menor diâmetro, na qual saem da camada líquida, sendo então descarregados. O líquido intersticial sai do tambor pelo lado do diâmetro maior, por meio de um vertedor em forma de disco.



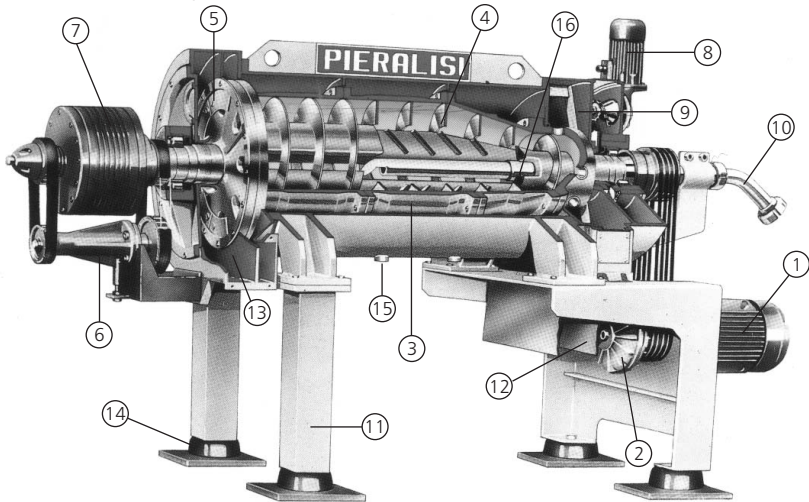
Fonte: Westfalia Separator (1993).

Figura 11.6 Esquema de um Decanter piloto.

As centrífugas separam os sólidos da água por diferença de força centrífuga. Para que se obtenha uma água drenada razoavelmente clarificada, é necessário conservar no lodo uma porcentagem relativamente elevada de água, obrigando a uma secagem posterior por outro processo. Entretanto, se separar apenas um lodo semi-sólido, por exemplo, com 60% de umidade, resta um líquido intersticial que não passa de lodo diluído, de desidratação ainda mais difícil.

No Brasil, são encontrados vários fabricantes desses equipamentos e apenas a título de ilustração são apresentadas as Figuras 11.7 e 11.8, as quais detalham equipamentos disponíveis comercialmente.

Corte transversal do decanter centrífugo



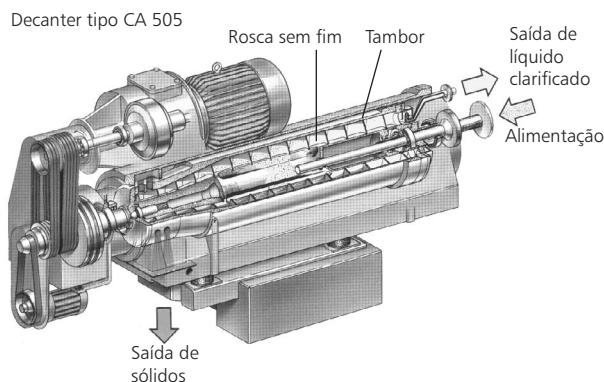
Legenda:

- | | | |
|--------------------------------------|---|---|
| 1. Motor principal | 8. Motor do raspador de sólidos (sistema patenteado) | 12. Descarga de sólido |
| 2. Acoplamento hidráulico | 9. Câmara do raspador de sólidos (sistema patenteado) | 13. Descarga de líquido |
| 3. Tambor | 10. Tubo de alimentação ajustável | 14. Amortecedores de vibração |
| 4. Rosca | 11. Suportes (padrão) | 15. Drenos para limpeza |
| 5. Cabeçotes de descarga de líquidos | | 16. Dispositivo de lavagem do produto desidratado |
| 6. Transmissão por polias | | |
| 7. Redutor tipo planetário | | |

Todas as peças em contato com o produto são de aço inoxidável.

Fonte: Peralisi (1995).

Figura 11.7 Decanter centrífugo: corte transversal.



Fonte: Westfalia Separator.

Figura 11.8 Decanter Tipo CA 505.

Eficiência do Decanter

Teste efetuado com um decanter piloto, utilizando-se lodo anaeróbio de Reator Anaeróbio Tipo RALF (UASB), obtido na ETE Bracatinga (Curitiba, PR), apresentou valores de torta de lodo (ST) pouco acima de 30%, como apresenta a Tabela 11.5.

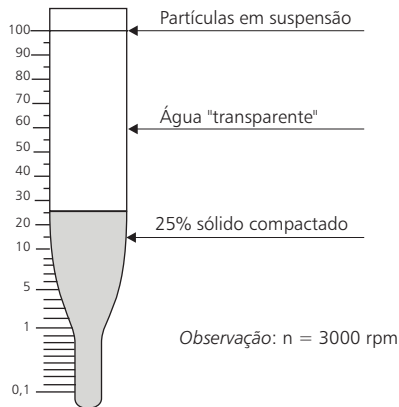
Tabela 11.5 Resultado da desidratação de lodo anaeróbio em decanter piloto.

Teste	Afluente ST (%)	Decanter					Efluente	
		Q_{AF} (l/h) ¹	Q_{POL} (l/h) ²	RT (RPM) ³	RD (RPM) ⁴	Abertura (mm)	STL (%)	STE (%)
1. ^o	4	600	70	6650	8	108	32	Aceitável
2. ^o	4	900	70	6650	8	108	31	Aceitável

1. QAF: vazão de entrada
2. Dos polieletrólitos testados os mais eficientes foram ZETAC 47 e ZETAC 92.
3. RT: rotação do tambor.
4. RD: rotação do diferencial.

Fonte: Adaptado de Westfalia Separator (1993).

O referido lodo também foi testado por meio de centrifugação, em centrífugas de proveta na temperatura ambiente e um tempo de 20 s. O resultado obtido está esquematizado na Figura 11.9.



Fonte: Westfalia Separator (1993).

Figura 11.9 Amostra centrifugada do produto primário (lodo anaeróbio de reator tipo RALF).

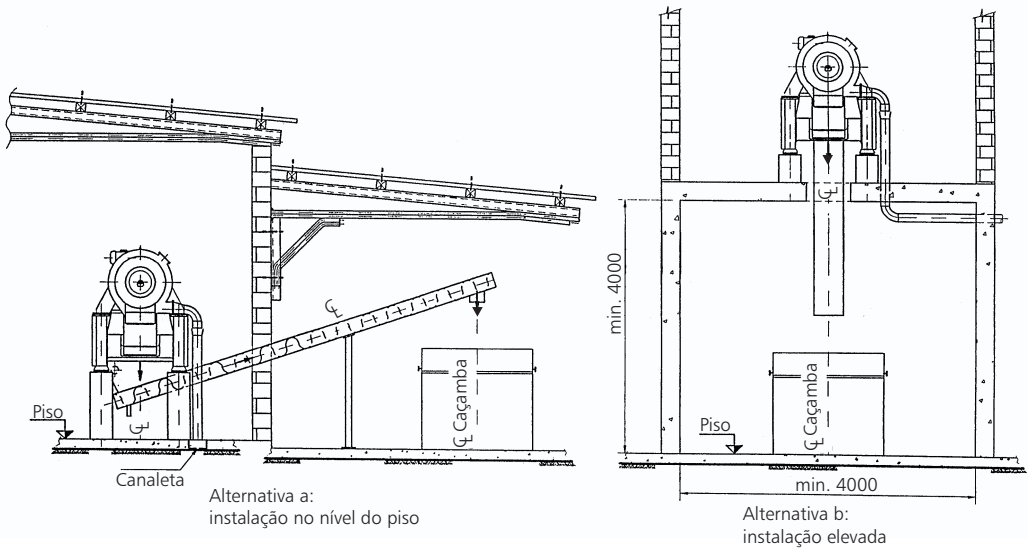
Da Rin & Silva (1993) estudaram o uso da Centrífuga Decanter CA-505-00-32, com lodo digerido, obtido de processo aeróbio da ETE Penha (Rio de Janeiro, RJ). As conclusões foram:

- Nas condições em que foram realizadas as observações, o equipamento foi capaz de produzir, consistentemente e com confiabilidade, lodo seco com teor de sólidos na faixa de 31% a 36%, faixa esta perfeitamente satisfatória.
- O equipamento exige o uso de coagulante químico tipo polieletrólito. As observações evidenciaram que o uso ou não deste produto, assim como o tipo de produto utilizado, exerce uma influência desprezível no teor de sólidos da torta. No entanto, no que toca à qualidade do líquido drenado, essa influência é decisiva. Dentre os produtos testados, o polímetro que mostrou melhores resultados foi o produto Zetag 63.

Parâmetros Técnicos para Centrífugas

Geralmente, o fabricante do equipamento especifica a capacidade efetiva para desidratação do lodo em m^3/h , possuindo equipamentos para várias faixas de vazões (29 a $960 \text{ m}^3/\text{dia}$, para exemplificar).

A instalação do equipamento, devidamente abrigado, poderá ocorrer em nível de piso ou em instalação elevada, como ilustra a Figura 11.10. A alimentação deverá ocorrer por meio de bomba de lodo do tipo deslocamento positivo (helicoidal ou similar).



Fonte: Perialisi.

Figura 11.10 Instalação do decanter centrífugo: alternativas de descarga da torta.

11.4 Processos de Desinfecção

Desinfecção do Lodo

Os lodos gerados pelos processos físicos e biológicos das estações de tratamento de esgotos, segundo Aisse, Fernandes & Silva (1998), apresentam algumas características indesejáveis que dificultam sua manipulação e processamento. Estas características indesejáveis são:

- Odores desagradáveis.
- Presença de microrganismos patogênicos.
- Elementos tóxicos de origem orgânica ou mineral.
- Dificuldade de desidratação.

Essas características são mais marcantes à medida que o lodo está mais “fresco”, ou seja, com características mais próximas ao material de origem. À medida que o processo de biodegradação avança, essas características indesejáveis são atenuadas, até o ponto em que elas são toleráveis e o lodo é considerado estabilizado. Portanto, uma definição possível para o lodo estabilizado é “a transformação parcial do lodo por agentes químicos, físicos e biológicos, de modo que a maior parte putrescível do lodo é destruída ou tornada inativa, o que torna o lodo produto inócuo”.

Essa definição comporta certa subjetividade que se explica pela estreita relação entre estabilização do lodo e seu destino final. A prova disso é que há um grande número de parâmetros de estabilização, que normalmente são escolhidos de acordo com o tipo de destino final do lodo. Dessa forma, se o destino for a reciclagem agrícola, o teor de sólidos fixos e voláteis, por exemplo, será um bom indicador do grau de mineralização do lodo e, portanto, de seu odor potencial.

Alguns parâmetros de estabilização apontados pela norma norte-americana 40 CFR Part 503 incluem: odor, redução de patógenos, redução de sólidos voláteis, toxicidade, taxa de absorção de O_2 , atividade enzimática, DBO, DQO, nitratos, teor de cinzas, pH e alcalinidade, viscosidade, ATP e DNA, valor calorífico e a combinação de vários parâmetros.

Em resumo, o lodo estável é aquele que minimiza os riscos para a saúde pública e o meio ambiente, portanto a estabilização do lodo está diretamente ligada ao seu teor em microrganismos patogênicos e grau de putrescibilidade.

Nos projetos de estações de tratamento de esgotos, a questão da estabilização do lodo sempre é considerada. A digestão anaeróbia do lodo é certamente a técnica mais utilizada para estabilizar os lodos produzidos nas estações de lodos ativados. Outras alternativas de estabilização são a digestão aeróbia, estabilização química pela adição de cal e compostagem.

No caso dos reatores tipo UASB, a estabilização é obtida pela digestão anaeróbia do lodo, dentro do próprio reator, portanto, ao se fazer a descarga periódica de lodo, este já pode ser enviado para o processo de desidratação, estabilizado.

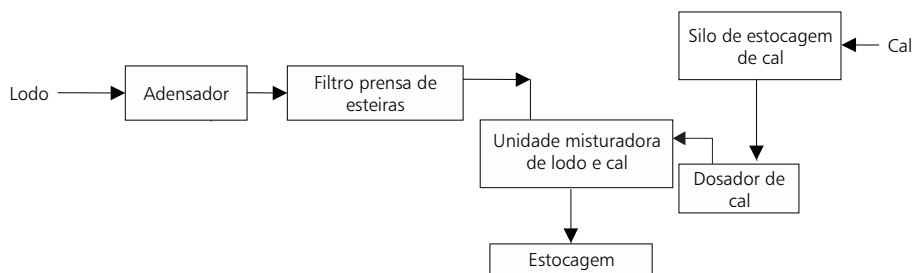
Esses processos de estabilização são eficientes na redução do odor e diminuição de microrganismos patogênicos. Mesmo assim, a concentração de microrganismos patogênicos nesses lodos estabilizados ainda é grande e para que sua reciclagem agrícola seja feita sem riscos é necessário levar adiante a estabilização do lodo no processo que será convencionalizado ser de desinfecção do lodo, que pode ser entendido como uma extensão da estabilização, com o objetivo de se obter um lodo sanitariamente seguro.

Tratamento Químico Alcalino

Desde o final do século passado sabe-se que a adição de produtos químicos alcalinos tem efeito estabilizante no lodo de esgoto. A cal é um dos produtos alcalinos mais baratos e usados no saneamento: ela é usada para elevar o pH nos digestores, remover fósforo nos tratamentos avançados de efluentes, condicionar o lodo para o desaguamento mecânico e estabilizar quimicamente o lodo.

Pode-se utilizar a cal virgem (CaO) ou a cal hidratada [$Ca(OH)_2$]. A cal virgem é mais utilizada a granel e para grandes quantidades, enquanto a cal hidratada é vendida em embalagens de 20 kg e manipulada mais facilmente para pequenas quantidades. A cal virgem também libera calor em contato com a água, porém, ao ser misturada ao lodo, a elevação da temperatura não é suficiente para eliminar os patógenos.

A eliminação dos patógenos se dá por efeito da elevação do pH do lodo a níveis iguais ou superiores a 12. A Figura 11.11 apresenta um fluxograma do sistema de calagem de lodo implantado na ETE-Belém (Curitiba, PR).



Fonte: Aisse, Fernandes & Silva (1998).

Figura 11.11 Fluxograma do sistema de tratamento de lodo com cal implantado na ETE-Belém (Curitiba, PR).

Em relação à definição do processo, algumas considerações devem ser feitas:

Características do Lodo

A quantidade e o tipo de lodo a ser tratado são fundamentais no dimensionamento das instalações. Dessa forma, o processo de desidratação influirá diretamente nas dimensões do sistema. Neste particular, a concentração de sólidos no lodo a ser tratado não só influi no volume final de lodo como na quantidade de cal necessária para elevar o pH a 12.

Dosagem de Cal

A proporção de cal que é misturada ao lodo também influi no dimensionamento da instalação. Os experimentos científicos no âmbito desses projetos mostraram que uma proporção de 50% de cal em relação ao peso seco de lodo é uma proporção sanitariamente segura para o tratamento.

Um bom critério para dimensionamento do silo é considerar uma capacidade estocada de cal suficiente para 7 dias de tratamento.

Tempo de Contato e Estocagem

Além do pH ser superior a 12 após a adição de cal, o lodo deve ter um período de contato adequado para que a redução de patógenos chegue a seu nível ótimo. Portanto, é necessário que a ETE disponha de uma área coberta e com piso impermeável para a estocagem do lodo tratado, por um período variável de 30 a 120 dias. A área de estocagem é necessária à desinfecção do lodo, assim como para manter um pulmão de estocagem necessário devido às variações sazonais de demanda agrícola.

Compostagem

Segundo Aisse, Fernandes & Silva (1998), a compostagem é um processo de tratamento biológico, no qual uma mistura inicial de resíduos é submetido à ação de vários grupos de microrganismos. Durante o processo de biodegradação da matéria orgânica, a temperatura se eleva naturalmente, geralmente na faixa de 60°C a 65°C nos primeiros dias do processo. Essa elevação da temperatura é responsável pela redução dos microrganismos patogênicos presentes no lodo.

No processo de compostagem, o lodo deve ser misturado a um resíduo estruturante rico em carbono (palha, resíduos de podas de árvores triturados, bagaço de cana, serragem de madeira etc.). Sendo um processo biológico, seu sucesso depende do controle de alguns parâmetros físico-químicos básicos: aeração, umidade, relação carbono/nitrogênio (C/N), pH, granulometria e estrutura.

Tecnologias de Compostagem

As tecnologias de compostagem atualmente em uso no mundo podem ser divididas em três grandes grupos básicos:

Sistema “Windrow” ou Leiras Reviradas

Os resíduos são dispostos em longas leiras de seção triangular, geralmente com 3,0 a 4,0 m de base e 1,5 a 2,0 m de altura. Essas leiras normalmente são colocadas em áreas abertas e a aeração se faz pela convecção e difusão natural do ar na massa do composto e pelo revolvimento periódico realizado com pá carregadeira ou outro equipamento específico.

O sistema “windrow” é apontado como o mais simples de ser implantado e operado, apresentando o menor custo de instalação. Nos Estados Unidos, em torno de 70% das instalações de compostagem instaladas nos últimos 2 anos utilizam este sistema.

A fase termófila tem duração variável, de acordo com as características dos substratos, durando em média de 40 a 60 dias, necessitando ainda cerca de 60 dias para a fase de maturação.

Sistema de Leiras Estáticas

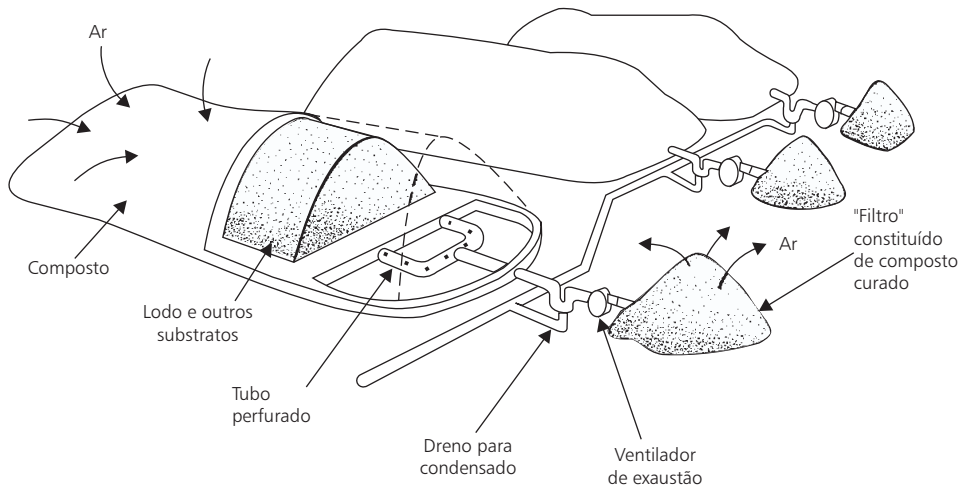
A mistura de resíduos é colocada em leiras de grandes dimensões, em certos casos formando blocos, sendo que os resíduos permanecem imóveis durante todo o ciclo de compostagem. A aeração é feita por insuflação ou aspiração de ar na massa do composto, normalmente através de tubos perfurados sobre os quais são colocados os resíduos (Figura 11.12).

Algumas pesquisas mostraram que quando o ar é aspirado, há menor formação de caminhos preferenciais de aeração. Além disso, o ar aspirado pode ser monitorado em termos de seu teor em O₂ e CO₂ e pode passar por um sistema de absorção de odores, que pode ser uma pequena leira de composto já maturado, no interior da qual é injetado o ar.

Em alguns casos, também é feito uso alternado, insuflação e aspiração. Uma variante deste método utiliza a aeração em excesso para manter a temperatura entre 55°C e 60°C, faixa na qual o processo de biodegradação é mais intenso.

O sistema de leiras estáticas requer investimentos iniciais maiores que o processo “windrow”, mas apresenta menor custo de operação, pois não há o revolvimento periódico da massa de resíduos. A aeração também deve ser criteriosamente monitorada, de acordo com a demanda de oxigênio.

Neste sistema, a fase termófila tem duração de 15 a 25 dias, de acordo com as características dos resíduos, necessitando igualmente da fase de maturação.



Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

Figura 11.12 Compostagem em leiras estáticas.

Reatores Biológicos (In-Vessel)

A mistura de resíduos é colocada em sistemas fechados (reatores), que permitem o controle dos principais parâmetros do processo de compostagem (aeração, revolvimento, temperatura).

Dessa forma, com a otimização do processo de biodegradação, a fase termófila é mais rápida que nos dois sistemas anteriores, havendo autores que denominam a compostagem em reator biológico como compostagem acelerada.

Do ponto de vista construtivo, há reatores das mais variadas formas e tamanhos: cilindros horizontais, verticais ou inclinados, contêineres, sistemas verticais tipo andaimes etc. O revolvimento também pode ser feito de várias formas: rotação do reator, sistemas internos de eixos, passagem de um compartimento a outro etc.

Geralmente, quanto mais sofisticado for o sistema, maior será seu custo de implantação e mais criteriosa deverá ser sua operação. A compostagem em reator requer maiores investimentos iniciais, porém a duração da fase termófila é reduzida (7 a 15 dias) e a segurança sanitária do composto obtido é maior que nos sistemas anteriores.

Parâmetros de Monitoramento

Independente da tecnologia utilizada, a combinação de resíduos sempre deve levar em conta:

- Os parâmetros físico-químicos mais adequados para a compostagem: aeração suficiente, relação carbono/nitrogênio (C/N) entre 20 e 30, umidade entre 55% e 65%, pH próximo da neutralidade e estrutura porosa que permita a circulação do ar.
- Tempo necessário para realização das reações bioquímicas: fase termófila e fase de maturação.
- Correto monitoramento do processo para que a atividade biológica possa ser realizada a contento.

Respeitando-se essas condições, qualquer dos três grandes grupos de processo de compostagem deve produzir um condicionador de solo de alta qualidade agrônômica, sanitariamente seguro, fácil de manipular e com odor agradável de húmus.

11.5 As Alternativas de Disposição Final do Lodo de Esgoto

Segundo Andreoli, Fernandes & Domaszak (1997), há várias alternativas tecnicamente aceitáveis para o tratamento do lodo. A mais comum envolve a digestão anaeróbia que pode ser seguida pela destinação final em aterros sanitários exclusivos, seguida de outras alternativas, como a disposição de superfície, a disposição oceânica, lagoas de armazenamento, a incineração ou a reciclagem agrícola. Esta última tem-se destacado, a nível mundial, do ponto de vista técnico, econômico e ambiental, por viabilizar a reciclagem de nutrientes, promover melhorias físicas, especialmente na estruturação do solo, e por apresentar uma solução definitiva para a disposição do lodo.

Os custos das alternativas de disposição final são bastante variados, mas podem ser avaliados pelos dados apresentados na Tabela 11.6.

O condicionamento do lodo tem as funções básicas de reduzir o potencial patogênico dos agentes presentes no material e aumentar o seu grau de estabilização, com o objetivo de reduzir os problemas potenciais da geração de odor, da atração de vetores e os riscos de recontaminação.

Dependendo do sistema de tratamento, das condições de estabilidade e das condições operacionais, o lodo produzido pode apresentar bom grau de estabilização como, por exemplo, a aeração prolongada, desde que com adequado período de

permanência do lodo na estação. Para a produção de lodo por batelada, como no caso dos reatores do tipo UASB, o lodo produzido é uma mistura de material bastante estabilizado em avançado nível de maturação, com sedimentos orgânicos mais frescos, recentemente depositados e pouco estabilizados.

Tabela 11.6 Comparação dos custos da disposição final do lodo de esgoto para algumas alternativas.

Alternativas de disposição final	Custo (US\$/t)
Oceânica	12 a 50
Aterros sanitários	20 a 60
Incineração	55 a 250
Reciclagem agrícola	20 a 125

Fonte: Carvalho & Barral (1981), citados por Andreoli, Fernandes & Domaszak (1997).

Além dos aspectos econômicos, os potenciais impactos ambientais devem ser observados na definição de alternativas da disposição fina do lodo de esgoto. Os aterros sanitários dependem da localização de áreas próximas aos centros urbanos onde o lodo é produzido. O terreno, nessas áreas, deve apresentar características especiais de impermeabilização, de disponibilidade de argila para a cobertura das células, isolamento ambiental com referência a setores e condições geomorfológicas que não interfiram em áreas de fraturas em pontos de jusante da bacia hidrográfica onde está inserido. Além das exigências da localização, deve-se considerar que, após a desativação e o selamento, os aterros podem produzir gases que deverão ser adequadamente drenados e que essas áreas apresentarão sérias restrições de uso.

A disposição superficial refere-se ao espalhamento do lodo em grandes áreas, com ou sem incorporação, para promover a sua oxidação. Os principais problemas ambientais estão relacionados ao odor, à presença de vetores, à lixiviação e à conseqüente contaminação do lençol freático com elementos-traço e nutrientes. Exige, também, grandes áreas com características muito especiais, localizadas próximas a centros urbanos.

Em todas as alternativas apresentadas, há problemas de localização por restrição da comunidade e os compostos provenientes do lodo não são reaproveitados economicamente.

A alternativa da reciclagem agrícola tem o grande benefício de transformar um resíduo em importante insumo agrícola que fornece matéria orgânica e nutrientes ao solo, trazendo também vantagens indiretas ao homem e ao meio ambiente. As vantagens são reduzir os efeitos adversos à saúde causados pela incineração, diminuir a dependência de fertilizantes químicos e melhorar as condições para o balanço do CO₂ pelo incremento da matéria orgânica no solo. Sua utilização, no entanto, traz riscos associados

relativos ao conteúdo de elementos traço, nitrogênio, agentes patogênicos e problemas de odor e atração de vetores.

A reciclagem agrícola deve, necessariamente, estar condicionada a regras que definam as exigências de qualidade do material a ser reciclado e aos cuidados exigidos para estabilização, desinfecção e normas de utilização que incluam as restrições de uso. Deve, também, estabelecer as características do local onde o lodo será reciclado, com referência principalmente à distância de aglomerados urbanos, declividade, pH, capacidade de troca catiônica (CTC), distância de corpos de água e uso do solo. Assim, a regulamentação de uso é um pré-requisito básico para a utilização dessa prática, que apresenta grandes dificuldades para sua correta definição, de forma a garantir o uso seguro sem, contudo, inviabilizar o processo pelo excesso de exigências.

Fernandes et al. (1997) elaboraram um manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto, apresentando critérios para escolha de áreas aptas a receberem lodo, culturas recomendadas, boas práticas para a otimização do uso do lodo na agricultura, monitoramento e regulamentação da reciclagem do lodo. O detalhamento desses aspectos extrapola os objetivos do capítulo ora concluído.

Referências Bibliográficas

- AISSE, M.M.(1993). *Processos Econômicos de Tratamento de Esgotos Sanitários*. Dissertação. Pontifícia Universidade Católica do Paraná.
- AISSE, M.M.; AMARAL C.; SOVIERZOSKI, A. (1998). Estudo da Secagem e Disposição do Lodo Anaeróbio obtido em Reatores tipo RALF. *SANARE* (no prelo).
- AISSE, M.M.; FERNANDES, F.; SILVA, S.C.P. (1998). Aspectos de Processos e Tecnológicos. In: *III Seminário de Integração, Projeto Interdisciplinar para o Desenvolvimento de Critérios Sanitários, Ambientais e Agronômicos para Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto*. Relatório Final. Curitiba, SANEPAR (em preparação).
- ALÉM SOBRINHO, P.; MIRANDA, S. (1996). *Desidratação de Lodos de Reator UASB em Leitos de Secagem – Determinação de Parâmetros*. Trabalho apresentado no XXV Congresso da AIDIS, Cidade do México, México.
- ANDREOLI, C.V. et al. (1997). *Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto – Estudo preliminar para definição de critérios para uso agrônomo e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária*. SANEPAR, Curitiba, p.13-5.
- DA RIN, B.P.; SILVA, T.C.R. (1993). *Experiência com a Centrífuga Decanter CA-505 na Estação de Tratamento de Esgotos da Penha*. Relatório Final. Rio de Janeiro, CEDAE.
- FERNANDES, F. et al. (1997). *Manual Técnico para Utilização Agrícola do Lodo de Esgoto no Paraná*. Curitiba, SANEPAR.
- GALLEGOS, P. (s.d.). Os Fundamentos. *Tratamento dos Esgotos: Projeto e Operação*. Cap. 6.

- IMHOFF, K.R. (1986). Desenvolvimento das Estações de Tratamento de Esgotos. In: *Manual de Tratamento de Águas Residuárias*. São Paulo, Edgard Blücher, Cap. 2. p.127-9.
- METCALF; EDDY (1991). Desing of Facilities for the Treatment and Disposal of Sludge. In: *Wastewater Engineering*, New York, McGraw-Hill. p.765-926.
- NB 570 (1990). *Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário*. Rio de Janeiro, ABNT.
- NBR 7229 (1982). *Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais*. Rio de Janeiro, ABNT.
- NBR 7229 (1993). *Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos*. Rio de Janeiro, ABNT.
- PIERALISI (1995). *Decaners Centrífgos*. Prospecto.
- PULKOW, D.; AISSE, M.M. (1996). *Estudo da Secagem e Disposição do Lodo Anaeróbio Obtido em Reatores Tipo RALF*. Relatório Final. Curitiba, ISAM/PUC, PR.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994). Tratamento de Lodo. In: *Tratamento Anaeróbio de Esgotos, um Manual para Regiões de Clima Quente*. Campina Grande, PB. Cap. 6.
- WESTFALIA SEPARATOR (1993). *Relatório de Teste em Decanter Piloto*. 2p.

Capítulo 12

Análise Crítica do Uso do Processo Anaeróbio para o Tratamento de Esgotos Sanitários

Pedro Além Sobrinho e Mario Takayuki Kato

12.1 Introdução

No Brasil, até a década de 1970, o uso de processos anaeróbios para o tratamento de esgoto era restrito basicamente às lagoas anaeróbias, aos decanto-digestores (fossas sépticas e tanques Imhoff para a estabilização do lodo retido) e aos digestores de lodos produzidos no tratamento da fase líquida de ETEs.

O uso de fossas sépticas era normalmente associado a uma posterior infiltração no terreno através de sumidouros ou ainda, raramente, através de valas de infiltração. A alternativa de uso de fossas sépticas conjugadas ao tratamento complementar por valas de infiltração praticamente não ocorreu devido ao alto custo desta solução.

O projeto e construção de fossas sépticas e do sistema de infiltração ou pós-tratamento (por valas de infiltração) de seus efluentes seguia a norma brasileira NB 41 (em estágio experimental) – Norma para a Construção e Instalação de Fossas Sépticas, editada pela ABNT em 1963, que na realidade era um verdadeiro manual sobre o projeto e instalação desses sistemas de tratamento e disposição de esgotos.

Por esse motivo, a NB 41/1993, que limitava o uso de fossas sépticas a vazões de até 75 m³/dia (cerca de 500 habitantes), foi extensivamente utilizada, pois permitia a profissionais não familiarizados com o tratamento e disposição de esgotos projetar e construir sistemas para essas finalidades, sem recorrer a especialistas no assunto.

Em vista de ser necessária uma alternativa mais econômica do que as valas de infiltração para os efluentes de fossas sépticas, em locais onde não era possível a sua infiltração, a revisão da NB 41 de 1963, que deu origem à NBR 7229 – Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais da ABNT –, editada em março de 1982, incluiu o uso de filtros anaeróbios para o pós-tratamento de efluentes de fossas sépticas.

Com a publicação da NBR 7229/1982, que também era um verdadeiro manual de projeto de instalação de fossas sépticas e de disposição por infiltração e pós-tratamento (por valas de infiltração e filtros anaeróbios) de seus efluentes, para vazões de até 75 m³/dia, houve uma verdadeira proliferação de sistemas compostos por fossa séptica seguida de filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos de novos loteamentos urbanos, com um grande número de sistemas desse tipo implantados em loteamentos junto a praias e de outros locais desprovidos de redes coletoras de esgotos.

A sua proliferação ocorreu principalmente devido ao fato de esse sistema ser extremamente simples de construir e operar e também de projetar com o uso da NBR 7229, que dispensava a necessidade de especialistas em tratamento de esgoto, além de ter custo aceitável de implantação.

Ainda hoje (já com a nova NBR 7229, edição de 1993, e a mais recente NBR 13969, de 1997), os sistemas depuradores de esgotos sanitários com fossa séptica e filtro anaeróbio continuam sendo intensivamente utilizados para novos loteamentos com populações inferiores a 1.000 habitantes.

O tanque Imhoff, com câmara de decantação na parte superior e câmara de digestão de lodo na parte inferior, normalmente utilizado em conjunto com leitos de secagem de lodo, foi inicialmente utilizado como única unidade de tratamento de esgotos, porém, como a qualidade do efluente não era boa, passou a ser utilizado tendo como tratamento complementar filtro biológico seguido de decantador secundário. O lodo produzido no filtro biológico e retido no decantador secundário era encaminhado ao tanque Imhoff para digestão, em conjunto com o lodo removido na câmara de sedimentação desse tanque.

Nas décadas de 1930 a 1950, várias ETEs com essa concepção foram implantadas no Estado de São Paulo, para populações inferiores a 10.000 habitantes, tendo a maioria sido abandonada após relativamente pouco tempo de implantação, por falta de operação adequada.

Os tanques Imhoff, há vários anos praticamente não são mais construídos no Brasil, uma vez que podem ser substituídos por outros sistemas anaeróbios mais econômicos e de maior eficiência.

No começo da década de 1980, iniciavam-se no Brasil estudos para a utilização do reator anaeróbio do fluxo ascendente e manta de lodo (reator UASB), desenvolvido da década anterior na Holanda (Lettinga et al.). Por sua simplicidade, altas taxas de tratamento e eficiência bem maior que os tratamentos primários (embora não equivalente aos tratamentos aeróbios), produzindo lodo já estabilizado e a custo atraente, os reatores UASB passaram a merecer a atenção de vários grupos de estudiosos de tratamento de esgotos, destacando-se inicialmente os da Cetesb, da Escola de Engenharia de São Carlos (USP), do Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo e especialmente o da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), que foi o responsável pelo início e profusão da aplicação prática desses reatores anaeróbios para esgotos sanitários.

A exploração inadequada dos reatores UASB para o tratamento de esgotos sanitários e despejos industriais, por alguns profissionais com conhecimento deficiente a respeito desse sistema depurador, que apregoavam uma qualidade do efluente desses reatores equivalente ao do tratamento por processos biológicos aeróbios, e uma operação livre de problemas de odores, levou a alguns resultados bem inferiores àqueles prometidos, ocasionando inclusive o comprometimento da credibilidade dos reatores UASB diante de vários órgãos estaduais e municipais de saneamento básico e órgãos de controle de poluição das águas.

Todavia, com a continuidade dos estudos e pesquisas de tratamento anaeróbio por reatores UASB, bem como a seleção de melhores concepções desses reatores dentre as desenvolvidas pela equipe da Sanepar (que os denomina RALF), com elevado número de unidades implantadas no Paraná, na década de 1990, os reatores UASB vêm retomando a sua credibilidade para o tratamento de esgotos sanitários.

Alguns outros sistemas anaeróbios para a depuração de esgotos, como os reatores de câmaras em série (chicanas) e os de leito fluidificado, vêm merecendo atenção de alguns grupos de pesquisadores, porém, têm aplicação ainda incipiente no Brasil.

As lagoas anaeróbias, por serem os reatores anaeróbios mais econômicos, desde que o terreno para a sua implantação seja adequado, começaram a ser utilizadas no Brasil na década de 1960, e foram estudadas particularmente na Escola Politécnica da USP (Prof. Benoit Victoretti), Cetesb (Hideo Kawai et al.) e na Universidade Federal da Paraíba (Salomão Anselmo da Silva et al.).

Os procedimentos de projeto de lagoas anaeróbias, inicialmente utilizados, sofreram algumas modificações sensíveis, e essas lagoas vêm sendo bastante utilizadas para o tratamento de esgotos domésticos, quase sempre precedendo a lagoas fotossintéticas, em um tipo de sistema denominado no Brasil, pelo Prof. Benoit A. Victoretti, de sistema australiano.

12.2 Características dos Efluentes dos Sistemas Anaeróbios e a Legislação

A legislação federal e as estaduais classificaram os seus corpos de água em função de seus usos preponderantes e estabeleceram para cada classe de água os padrões de qualidade a serem obedecidos.

A maioria dos corpos receptores no Brasil são enquadrados na classe 2, em que se destacam os seguintes parâmetros como padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor:

- $DBO \leq 5 \text{ mg/l}$.
- $OD \geq 5 \text{ mg/l}$.
- Nitrogênio amoniacal $\leq 0,5 \text{ mg N/l}$.
- Fósforo $\leq 0,025 \text{ mg P/l}$.

Além de estabelecerem padrões para os corpos de água, as legislações impõem também a qualidade mínima a ser atendida por efluentes de qualquer fonte poluidora para lançamento em corpos de água. A resolução nº 20 de 1986, do Conama, estabelece como padrões de efluentes, dentre outros, os seguintes valores:

- pH: entre 5 e 9.
- Materiais sedimentáveis: até 1 ml/l, em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
- Óleos e graxas:
óleos minerais: até 20 mg/l
óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/l
- Materiais flutuantes: ausentes.
- Nitrogênio amoniacal: $\leq 5 \text{ mg N/l}$.

Além dessas limitações para os padrões de efluentes, vários estados brasileiros têm imposto limite de DBO do efluente de 60 mg/l, como é o caso de São Paulo, Paraná, Minas Gerais e outros.

Deve-se ressaltar que o valor-limite em rios de classe 2 de 0,025 mg P/l é extremamente restritivo e muito difícil de ser cumprido na maioria dos casos, mesmo com o uso de tratamento com processos aeróbios convencionais, a não ser que sejam projetados especificamente para a remoção de fósforo. Em vista disso, os órgãos de controle ambiental têm-se preocupado com o fósforo apenas nos casos em que há problemas de eutrofização de lagos.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, a limitação de 5 mg N/l para qualquer efluente impediria o uso de lagoas de estabilização, lagoas aeradas, filtros biológicos de alta taxa, lodos ativados de alta taxa e também dos sistemas anaeróbios.

Somente seriam permitidos sistemas depuradores aeróbios, com nitrificação ou sistemas com nitrificação-desnitrificação, que apresentam maior custo de implantação e operação. Considerando esses aspectos, o limite para N-amoniacal de efluentes tem sido normalmente negligenciado pelos órgãos de controle de poluição.

Portanto, em relação ao nitrogênio amoniacal e ao fósforo, os processos anaeróbios, que não apresentam remoção significativa para esses parâmetros, do ponto de vista prático e na maioria dos casos, não sofreriam restrições à sua utilização em tratamento de esgotos sanitários.

Em relação aos sólidos sedimentáveis nos efluentes dos sistemas anaeróbios, apenas ocasionalmente se ultrapassa 1 ml/l em efluentes dos reatores UASB, pela subida ocasional de placas de lodo do fundo da zona de decantação, na qual o lodo retido ainda produz um pouco de gás.

A saída de sólidos sedimentáveis pode ser minimizada pelo uso de cortinas para reter os sólidos que flutuam e impedir a sua saída pelos vertedores do efluente da zona de decantação. Uma boa operação dos reatores UASB produzirá, basicamente em todo tempo, sólidos sedimentáveis inferiores a 1 ml/l.

Os filtros anaeróbios somente terão efluente com sólidos sedimentáveis ultrapassando 1 ml/l após períodos de operação superiores a 4 a 6 meses, se não houver “limpeza” do filtro e do fundo falso, se existente. Também os filtros anaeróbios, se bem operados, produzirão efluentes com sólidos sedimentáveis inferiores a 1 ml/l.

Os demais sistemas de tratamento anaeróbios usuais no Brasil, como os decantodigestores (fossas sépticas e tanques Imhoff) e lagoas anaeróbias, quando bem operados, garantem um efluente sem problemas em relação aos sólidos sedimentáveis.

Um dos parâmetros que mais tem merecido a atenção dos órgãos de controle ambiental é a DBO que, como já referido, em alguns casos é limitada a 60 mg/l para os efluentes. Esse fato tem sido, provavelmente, o que mais tem restringido o uso de sistemas anaeróbios (sem pós-tratamento) para o tratamento de esgotos, exceto para o caso de pequenos núcleos habitacionais.

Em relação à DBO, as faixas de valores mais comuns para os processos anaeróbios são as que seguem, enquanto bem operados (Tabela 12.1).

Tabela 12.1 Valores comuns para DBO do efluente e de remoção em sistemas anaeróbios.

Sistema anaeróbio	DBO do efluente (mg/l)	Remoção de DBO (%)
Lagoa anaeróbia	70-160	40-70
Reator UASB	60-100	55-75
Fossa séptica	80-150	35-60
Tanque Imhoff	80-150	35-60
Fossa séptica seguida de filtro anaeróbio	40-60	75-85
Reator compartimentado	70-160	40-65
Reator de leito expandido	60-100	60-75

Em vista da limitação da DBO do efluente a 60 mg/l, mesmo que o corpo receptor tenha capacidade de receber o efluente de um sistema anaeróbio, quase sempre é necessário utilizar tratamento aeróbio (como complemento ao anaeróbio ou como processo único), que tem custo de implantação e de operação bem maior, dificultando a construção do sistema depurador de esgotos. Apenas o uso de sistemas compostos por fossa séptica seguido de filtro anaeróbio, que só é viável para pequenas populações (em geral inferior a 1.000 habitantes), dispensaria o uso de sistemas aeróbios para atender ao limite de DBO de 60 mg/l. O uso de reator UASB seguido de filtro anaeróbio também atende a esse limite de DBO, porém também deve ser restrito a populações relativamente pequenas, pelo menos atualmente, em vista dos parâmetros utilizados para o dimensionamento dos filtros anaeróbios, que resulta em custos ainda elevados dessas unidades.

Quando o corpo receptor tem boa capacidade de diluição do esgoto tratado, uma revisão por parte de alguns órgãos estaduais de controle ambiental da limitação de DBO do efluente a 60 mg/l, pelo menos para um bom período de tempo, permitirá a implantação de ETEs mais simples e mais econômicas em várias cidades pequenas, com o uso mais intensivo particularmente de reatores UASB. Futuramente, se considerado necessário um nível mais elevado de depuração, um tratamento complementar poderá ser implantado, o qual poderá ser viabilizado tendo em vista que este poderá ser efetuado em uma segunda etapa. O alto investimento que seria necessário para a implantação em única etapa de tratamento mais sofisticado, somente para atender àquele requisito, poderá ser até um fator decisivo para a escolha de um reator UASB em uma primeira etapa e o complementar em uma segunda etapa. Já para os casos em que o corpo receptor não tem capacidade para receber efluentes de sistemas anaeróbios, sem desobedecer aos parâmetros legais de qualidade de água, o uso de processos anaeróbios fica condicionado ao uso de sistema depurador complementar.

Para os casos em que é requerida remoção de nutrientes para não comprometer a qualidade da água do corpo receptor, o uso de processos anaeróbios deve ser visto com muito cuidado, pois uma boa remoção de matéria orgânica biodegradável no sistema anaeróbio pode dificultar muito a remoção de nutriente em tratamento biológico complementar, conforme será comentado adiante.

12.3 Usos mais Frequentes dos Processos Anaeróbios no Tratamento de Esgotos Sanitários

Decanto-digestores (Fossas Sépticas e Tanques Imhoff)

As fossas sépticas são normalmente utilizadas para soluções individuais, precedendo a infiltração de efluente no terreno ou precedendo filtros anaeróbios. Para populações de até cerca de 500 a 1.000 habitantes, as fossas sépticas são normalmente utilizadas precedendo filtros anaeróbios. Por terem remoção de lodo no máximo uma vez por ano, as fossas sépticas devem ter um volume razoavelmente grande para armazenamento de lodo, o que limita a sua aplicação àquela faixa da população.

Os tanques Imhoff, que têm remoção de lodo mais freqüente e são, na realidade, uma fossa com câmaras sobrepostas, também podem ser utilizados precedendo filtros anaeróbios, porém para populações que não ultrapassem 2.000 a 3.000 habitantes. Para populações maiores, os reatores UASB têm se mostrado mais vantajosos do que os tanques Imhoff.

O lodo removido nos decanto-digestores é considerado estabilizado.

Filtros Anaeróbios

São normalmente utilizados como complemento de decanto-digestores. São hoje limitados às pequenas populações. Estuda-se atualmente a sua utilização após reatores UASB, para garantir efluente final com DBO < 60 mg/l. Os parâmetros atuais de dimensionamento dos filtros anaeróbios levam a unidades relativamente grandes, o que pode limitar o seu uso a apenas pequenas populações.

Reatores UASB

Estes sistemas anaeróbios vêm demonstrando grande aplicabilidade para qualquer população esgotada, com eficiência de remoção de DBO razoavelmente boa e a custo relativamente baixo. Embora a maioria das unidades instaladas não seja seguida de pós-tratamento e também não atenda ao limite de DBO de 60 mg/l, por solicitação dos órgãos de controle ambiental, alguns reatores UASB já possuem tratamento complementar por lagoas de estabilização fotossintética (no Paraná e em Minas Gerais). Outros reatores UASB já vêm sendo projetados e instalados seguidos de tratamento biológico aeróbio complementar (filtros biológicos já instalados na ETE Caçadores,

do sistema de esgotos de Londrina, Paraná, e de sistemas de lodos ativados, instalados na ETE Piracicamirim, de Piracicaba, São Paulo), com o lodo gerado nesta fase de tratamento sendo encaminhado para estabilização no reator UASB.

Há hoje grande tendência na utilização de reatores UASB seguidos de sistemas biológicos aeróbios para a remoção de matéria orgânica (DBO efluente inferior a 30 mg/l) e mesmo para a nitrificação do efluente final (N-amoniacoal < 5 mg/l). Esse assunto será tratado mais detalhadamente a seguir neste capítulo.

Uma das maiores objeções ao uso dos reatores UASB em zonas urbanas é o possível odor resultante dos processos anaeróbios. Embora seja possível minimizar tais problemas, cobrindo-se os reatores e tratando-se o gás produzido, o ideal é que esses reatores sejam implantados fora das áreas urbanas densas.

Um cuidado especial com os reatores UASB deve ser em relação à corrosão das estruturas de concreto, próximo e acima do nível do líquido dos reatores. Várias unidades implantadas, sem a devida proteção do concreto, já se apresentam bastante comprometidas.

Lagoas Anaeróbias

São geralmente utilizadas precedendo lagoas de estabilização fotossintética. Não há basicamente um limite de população para a sua utilização, desde que se tenha área e solo adequados à sua implantação. Quando há essas condições, as lagoas resultam no sistema de tratamento mais econômico e, por isso mesmo, são bastante utilizadas. Por problemas de odores, recomenda-se que as lagoas anaeróbias estejam a pelo menos 500 m de residências.

12.4 Combinação de Processos Anaeróbios e Aeróbios para a Remoção de Matéria Orgânica, com e sem Nitrificação, de Esgotos Sanitários

Como já referido, tende-se no Brasil a utilizar a combinação de processos anaeróbios, particularmente reatores UASB, e processos aeróbios para chegar a um efluente final com características equivalentes a de sistemas de tratamento biológico somente aeróbio, com DBO < 20-30 mg/l, sólidos suspensos totais < 30 mg/l e, se necessário, N-amoniacoal < 5 mg N/l.

Em comparação a uma ETE convencional, constituída de decantador primário seguido de tratamento biológico aeróbio (lodos ativados ou filtro biológico), 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 a desidratação, pode apresentar as seguintes vantagens:

- Substituição de decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios, com todos os seus equipamentos, por reatores UASB.
- Pelo fato de o reator UASB apresentar eficiência de remoção de DBO de cerca do dobro dos decantadores primários, o volume dos reatores biológicos aeróbios (tanque de aeração ou filtro biológico) poderá ser reduzido para cerca de metade do volume dos tanques ou reatores das ETEs convencionais. Os decantadores secundários basicamente não sofrerão modificações.
- Para o caso de sistemas de lodos ativados, o consumo de energia para aeração cairá para cerca de 50% a 55% daquele da ETE convencional, quando não se tem nitrificação, e para cerca de 65% a 70% quando se tem nitrificação quase total.
- Há a possibilidade de gerar energia a partir da combustão do biogás.
- O custo de implantação da ETE com reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio será no máximo 80% daquele de uma ETE convencional e o custo operacional, devido à maior simplicidade e menor consumo de energia do sistema combinado anaeróbio-aeróbio, pode representar ainda uma maior vantagem para este sistema (Silva, 1993).

Por outro lado, experimentos com reator UASB seguido de lodos ativados, realizados na Cetesb, mostraram problemas de crescimento excessivo de organismos filamentosos no sistema de lodos ativados.

Entretanto, esse problema foi contornado quando a operação do sistema piloto foi efetuada com cerca de 20% do volume inicial do reator biológico não-aerado e sem nitrificação no sistema.

Ainda na Cetesb, Salomão Jr. (1996) operou um sistema piloto de lodos ativados por batelada, com efluente de reator UASB, sem problemas de crescimento de filamentosos e com boa nitrificação com idade de lodo igual ou superior a dez dias. Na EESC-USP, Sousa (1996) operou em escala de laboratório, com esgoto sintético, um sistema composto de reator UASB seguido de lodos ativados em batelada, e não observou problemas com crescimento de organismos filamentosos; porém, durante boa parte do experimento, houve adição de cloreto férrico, com o objetivo de remover fósforo, e tal adição seguramente controlou o crescimento de filamentosos.

Em vista de várias teorias existentes a respeito de intumescimento de lodos ativados, há certa preocupação com o uso de reatores UASB seguidos por lodos ativados, e vários estudos sobre esse assunto já estão se iniciando.

Em Piracicaba (SP), já está em operação uma ETE com reator UASB seguido de um sistema de lodos ativados dimensionado para baixa concentração de sólidos suspensos

no tanque de aeração. Este foi construído em talude de terra, revestido com manta plástica e com decantador laminar anexo ao tanque.

Nesse sistema não se têm observados problemas de filamentosos e o efluente final vem apresentando $DBO_5 < 30 \text{ mg/l}$ e $SST < 30 \text{ mg/l}$. O custo de implantação da ETE foi de R\$ 50/habitante (Campos, 1998).

ETEs com reator UASB seguido de filtro biológico foram projetadas, destacando-se o caso do sistema de esgotos sanitários de Londrina e Cambé, da Sanepar, em que três ETEs foram projetadas com essa concepção, sendo que a ETE Caçadores já está operando desde agosto de 1998. Embora não haja ainda dados suficientes para uma boa avaliação do sistema, são animadoras as informações iniciais a respeito do desempenho dessa ETE com reator UASB seguido de filtro biológico de alta taxa.

Atualmente, algumas concepções de ETEs por lodos ativados de alta taxa não fazem uso nem de decantador primário, nem de estabilização biológica do lodo (uma vez que é prevista a estabilização do lodo desidratado com cal, para a qual se requer uma quantidade de cerca de 35% em relação à quantidade de sólidos do lodo, este em peso seco).

Essas concepções visam minimizar o investimento na implantação da ETE. Considerando isso, serão feitas a seguir algumas observações relativas ao uso de sistemas combinados com reator UASB seguido de processo aeróbio e ao uso apenas de processo aeróbio, para a obtenção de efluentes de qualidade equivalente, tendo em vista, principalmente, a remoção de matéria carbonácea, com e sem nitrificação (Figuras 12.1 a 12.11).

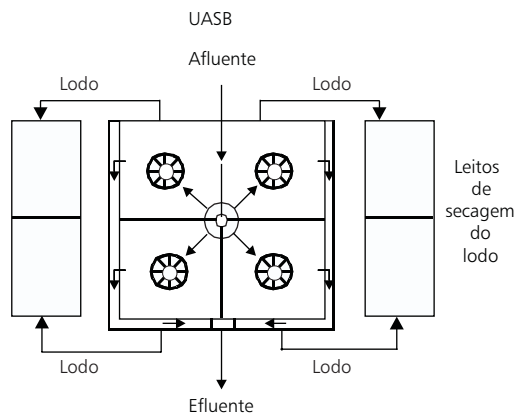


Figura 12.1 Esquema do reator UASB, com desidratação de lodo em leito de secagem.

ETE Convencional com Lodos Ativados (com Decantador Primário, Tanque de Aeração e Decantador Secundário, Adensador de Lodo e Digestor Anaeróbio)

Operação com Alta Taxa ($\theta_c \leq 3$ Dias) sem Nitrificação

- Qualidade do efluente: $DBO_5 \leq 30$ mg/l
 $SST < 30$ mg/l
 $N\text{-amoniaco} > 15$ mg/l
- Lodo produzido: 35 a 40 gSST/hab · dia.
- Lodo estabilizado.
- Custo estimado de implantação: R\$ 100 a R\$ 130/hab (para 200.000 a 600.000 hab).
- Energia para aeração: ~ 12 kWh/hab · ano.

Operação com Taxa Convencional ($\theta_c = 4$ a 7 Dias) com Nitrificação

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 20$ mg/l
 $SST < 30$ mg/l
 $N\text{-amoniaco} < 5$ mg/l
- Lodo produzido: 30 a 35 gSST/hab · dia.
- Lodo estabilizado.
- Custo estimado de implantação: R\$ 120 a R\$ 160/hab (para 200.000 a 600.000 hab).
- Energia para aeração: ~ 20 kWh/hab · ano.

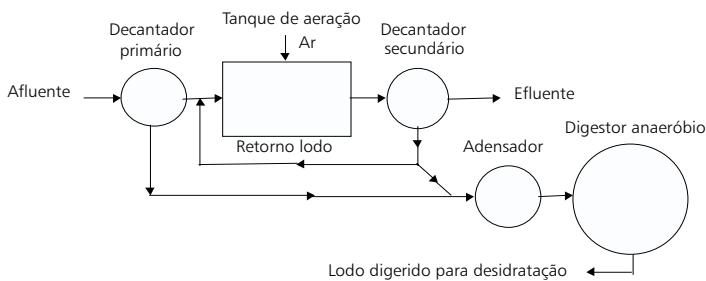


Figura 12.2 Esquema de ETE convencional com lodos ativados sem nitrificação.

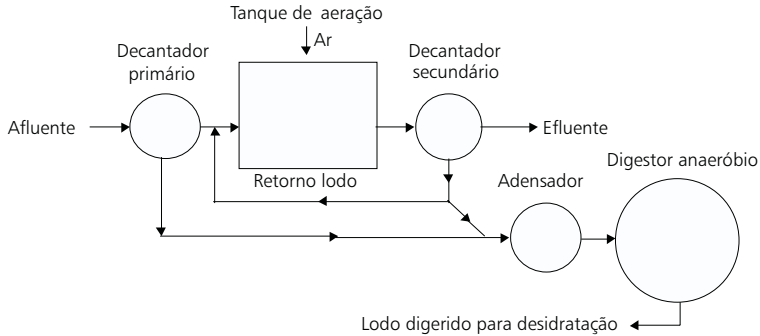


Figura 12.3 Esquema de ETE convencional com lodos ativados com nitrificação.

ETE Convencional com Filtro Biológico de Alta Taxa (com Decantador Primário, Filtro Biológico e Decantador Secundário, Adensador de Lodo e Digestor Anaeróbio)

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 30 \text{ mg/l}$
 $SST < 30 \text{ mg/l}$
 $N\text{-amoniacal} > 15 \text{ mg/l}$
- Lodo produzido: 35 a 40 gSST/hab · dia.
- Lodo digerido.
- Custo estimado de implantação: R\$ 100 a R\$ 130/hab.

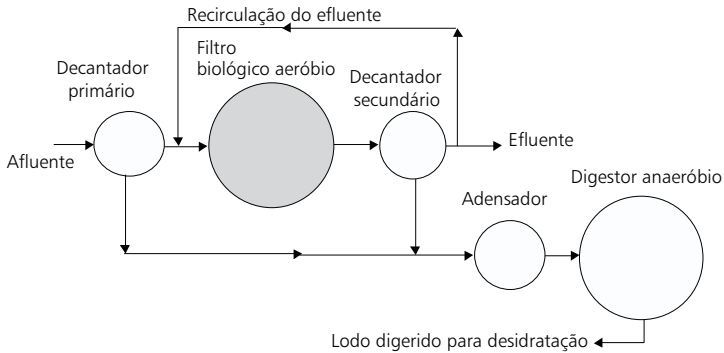


Figura 12.4 Esquema de ETE convencional com filtros biológicos de alta taxa.

ETE com Lodos Ativados por Aeração Prolongada ($\theta_c = 18$ a 30 Dias, sem Decantador Primário)

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 20$ mg/l
 $SST < 40$ mg/l
 $N\text{-amoniacal} < 5$ mg/l
- Lodo produzido: 40 a 45 gSST/hab · dia.
- Lodo estabilizado aerobiamente, mais difícil de desidratar.
- Custo estimado de implantação: R\$ 60 a R\$ 80/hab (para 50.000 a 150.000 hab).
- Energia para aeração: 35 kWh/hab · ano.

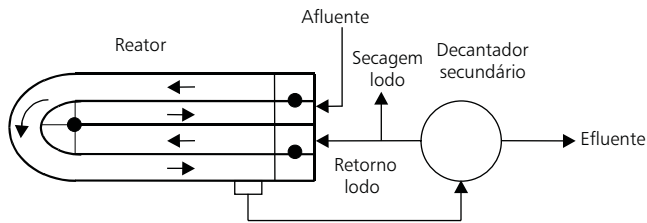


Figura 12.5 Esquema de ETE com lodos ativados por aeração prolongada.

ETE com Lodos Ativados de Alta Taxa ($\theta_c = 1,5$ a 2,0 Dias, sem Decantador Primário e sem Digestor de Lodo; Tanque de Aeração com Oxigênio Puro ou Através de Poço Profundo Tipo *Deep Shaft*)

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 30$ mg/l
 $SST < 30$ mg/l
 $N\text{-amoniacal} > 15$ mg/l
- Lodo produzido: 65 a 70 gSST/hab · dia de lodo não digerido; para a estabilização com cal do lodo desidratado ($pH > 11$), chega-se a 90 a 95 gSST/hab · dia; se houver percolação de água pelo lodo, o mesmo volta a ficar não estabilizado.
- Custo estimado de implantação: R\$ 80 a R\$ 90/hab (para 200.000 a 500.000 hab).
- Energia para aeração: 15 kWh/hab · ano.

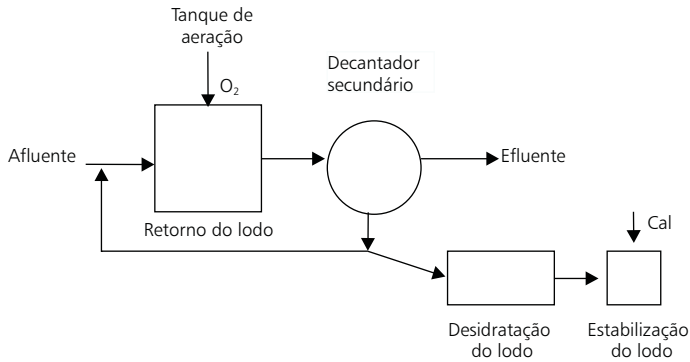


Figura 12.6 Esquema de ETE com lodos ativados de alta taxa.

ETE com Reator UASB Seguido de Lodos Ativados

Operação dos Lodos Ativados com Alta Taxa ($\theta_c < 3$ Dias, sem Nitrificação)

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 20 \text{ mg/l}$
 $SST < 30 \text{ mg/l}$
 $N\text{-amoniacal} > 20 \text{ mg/l}$
- Lodo produzido: $< 20 \text{ gSST/hab} \cdot \text{dia}$.
- Lodo digerido.
- Custo estimado de implantação: R\$ 50 a R\$ 80/hab (para 50.000 a 500.000 hab).
- Energia para aeração: $6 \text{ kWh/hab} \cdot \text{ano}$.

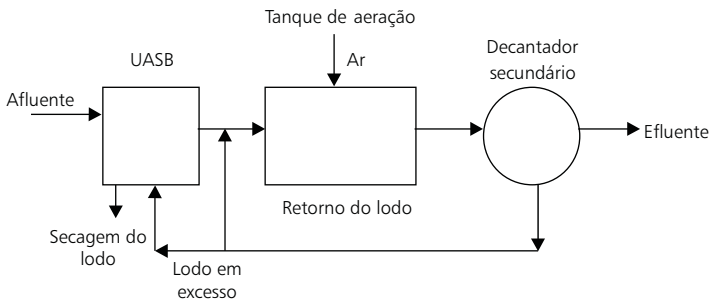


Figura 12.7 Esquema de ETE com reator UASB seguido de lodos ativados sem nitrificação.

Operação dos Lodos Ativados com Taxa Convencional ($\theta_c = 4$ a 7 Dias, com Nitrificação)

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 20$ mg/l
 $SST < 30$ mg/l
 $N\text{-amoniacal} < 5$ mg/l
- Lodo produzido: 22 a 27 gSST/hab · dia.
- Lodo digerido.
- Custo estimado de implantação: R\$ 70 a R\$ 100/hab (para 50.000 a 500.000 hab).
- Energia para aeração: 15 kWh/hab · ano.

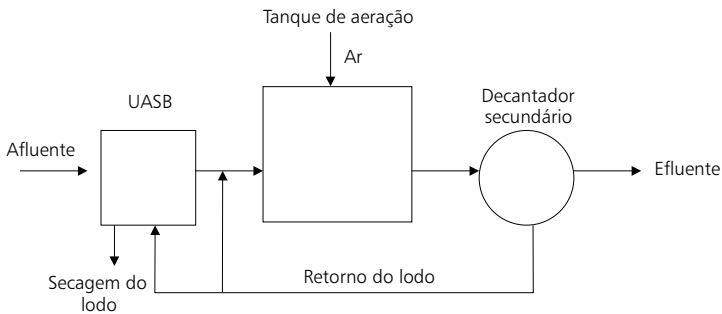


Figura 12.8 Esquema de ETE com reator UASB seguido de lodos ativados com nitrificação.

ETE com Reator UASB Seguido de Filtro Biológico de Alta Taxa

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 30$ mg/l
 $SST < 30$ mg/l
 $N\text{-amoniacal} > 20$ mg/l
- Lodo produzido: 25 a 30 gSST/hab · dia.
- Lodo digerido.
- Custo estimado de implantação: R\$ 50 a R\$ 80/hab (para 20.000 a 200.000 hab).

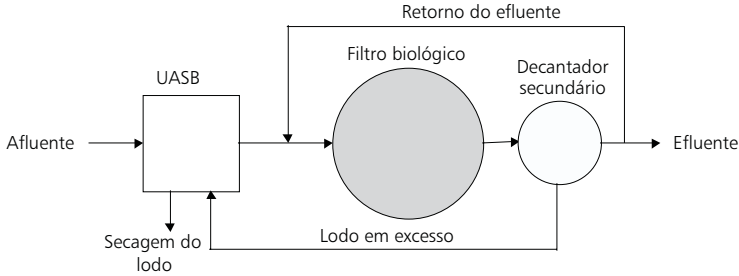


Figura 12.9 Esquema de ETE com reator UASB seguido de filtro biológico de alta taxa.

ETE com Reator UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso (sem Nitrificação)

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 20 \text{ mg/l}$
 $SST < 30 \text{ mg/l}$
 $N\text{-amoniacal} > 20 \text{ mg/l}$
- Lodo produzido: 25 a 30 gSST/hab · dia.
- Lodo digerido.
- Custo estimado de implantação: R\$ 80 a R\$ 100/hab.
- Energia para aeração: ~ 6 kWh/hab · ano.

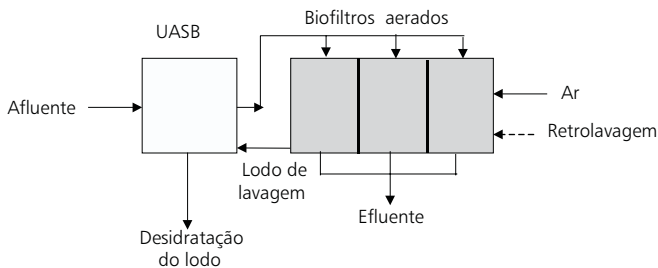


Figura 12.10 Esquema de ETE com reator UASB seguido de filtro aerado submerso sem nitrificação.

Lagoas Aeradas Aeróbias Seguidas de Lagoas de Decantação

- Qualidade do efluente: $DBO_5 < 30 \text{ mg/l}$
 $SST < 40 \text{ mg/l}$
 $N\text{-amoniacal} > 25 \text{ mg/l}$

- Lodo produzido: 15 a 25 gSST/hab · dia, com remoção de lodo digerido a cada 4 a 5 anos
- Custo estimado de implantação: R\$ 50 a R\$ 70/hab (para 30.000 a 200.000 hab).
- Energia para aeração: 22 kWh/hab · ano.

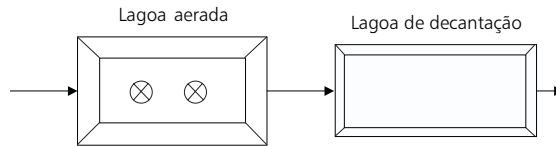


Figura 12.11 Esquema de ETE com lagoa aerada seguida de lagoas de decantação.

O uso do reator UASB substituindo lagoas anaeróbias, a montante de lagoas facultativas, quando se tem área disponível e terreno adequado à construção de sistema somente de lagoas, deve ser analisado cuidadosamente, verificando se a diminuição de área conseguida para a lagoa facultativa apresenta vantagens econômicas em relação à substituição da lagoa anaeróbia pelo reator UASB.

Todavia, quando se têm limitações de área para a implantação de lagoas apenas ou mesmo quando os problemas de odores provenientes de lagoas anaeróbias representam problemas, uma ETE composta de reator UASB (que pode ser implantado com controle de odor) seguido de lagoa facultativa pode se tornar uma alternativa atraente.

O uso de reator UASB seguido de aplicação no solo por escoamento superficial ou por meio de banhados construídos está no Brasil em fase de pesquisa em escala piloto e será considerado em capítulos específicos deste livro.

12.5 Uso de Reatores UASB em ETEs com Remoção Biológica de Nutrientes

Nitrogênio e fósforo podem ser removidos do esgoto por via biológica. A remoção de nitrogênio ocorre pela nitrificação/desnitrificação, sendo que a desnitrificação ocorre em reator com O.D. nulo e com consumo de matéria orgânica. A remoção biológica de fósforo se dá pela sua incorporação na massa de lodo (em sistema biológico contendo reator anaeróbio seguido de reator aeróbio), o que indica a necessidade de matéria orgânica no esgoto afluente para uma boa produção de lodo e, conseqüentemente, boa remoção de fósforo, mesmo tendo-se nesse tipo de sistema biológico uma incorporação de fósforo no lodo bem superior àquela observada em sistemas biológicos totalmente aeróbios (porcentagem de fósforo no lodo volátil superior a 4% e 6% em sistema com câmaras anaeróbia e aeróbia contra 2,5% em sistemas totalmente aeróbios).

De modo geral, sistemas biológicos com câmaras anóxica e aeróbia têm apresentado excelente remoção de nitrogênio (eficiência superior a 90%), com esgoto apresentando relação $N/DQO < 0,08$, que é comum em esgoto sanitário tipicamente doméstico, bruto ou mesmo decantado.

A remoção de fósforo em sistemas biológicos com câmara anaeróbia seguida de câmara aeróbia apresenta bons resultados, com concentração de fósforo total no efluente inferior a 1 mg/l (com fósforo solúvel inferior a 0,2 mg/l), quando se tem no afluente a esse sistema biológico uma relação $P/DQO < 0,03$.

O uso de reator UASB, que apresenta boa remoção de matéria orgânica biodegradável (55% a 75%) e praticamente nenhuma eficiência de remoção de N e P, seguramente terá efeito negativo sobre sistemas de tratamento biológico com objetivo de boa remoção desses nutrientes, pois o efluente do reator UASB terá relações N/DQO e P/DQO bem superiores aos valores desejados para o bom desempenho desses sistemas depuradores.

Quando o objetivo do tratamento de esgoto é também o de boa remoção de N, o reator UASB deve ser usado para tratar inicialmente uma parcela do esgoto bruto afluente à ETE (possivelmente não mais de 50%), devendo o restante ser encaminhado diretamente ao tratamento biológico complementar com nitrificação e desnitrificação, de modo a se ter matéria orgânica suficiente para a desnitrificação.

Nesse caso, a grande vantagem do uso do reator UASB é a de receber e estabilizar o lodo gerado no tratamento complementar, eliminando a necessidade de uso de adensador e digestor anaeróbio de lodo.

Por outro lado, quando se tem por objetivo a remoção biológica do fósforo, o uso de reator UASB não é recomendável, pois além de aumentar bastante a relação P/DBO do afluente ao sistema biológico para remoção de fósforo, prejudicando o seu desempenho, se o lodo gerado neste tratamento, rico em fósforo, for encaminhado ao reator UASB para a sua estabilização haverá aí, sob condições anaeróbias, liberação de fósforo incorporado a esse lodo, que também sairá no efluente do reator UASB. Esse fato inviabiliza a remoção eficiente de fósforo em uma ETE com reator UASB seguido de tratamento complementar com remoção biológica de fósforo.

A remoção de fósforo em ETE com o uso de reator UASB somente será efetiva se forem utilizados produtos químicos para a remoção do fósforo. Nesse caso, o uso do reator UASB apresenta a vantagem de poder ser utilizado para estabilizar o lodo gerado no tratamento complementar (biológico aeróbio com adição de sais de alumínio ou ferro).

12.6 Conclusões

Embora os processos anaeróbios de tratamento de esgotos mais difundidos, particularmente lagoas anaeróbias e reatores UASB, apresentem boa remoção de matéria orgânica biodegradável a custos atraentes, os seus efluentes não atendem às exigências de vários órgãos estaduais de controle ambiental, requerendo, nesses casos, um tratamento complementar. Por outro lado, sistemas anaeróbios compostos de fossa séptica e filtro anaeróbio, utilizado para pequenas vazões de esgotos, atendendo a populações inferiores a 1.000 habitantes, têm tido boa aceitação dos órgãos de controle ambiental e têm sido extensivamente utilizados.

A obtenção de efluente com características típicas de efluentes de ETEs com tratamento biológico aeróbio convencional ($DBO < 20 \text{ mg/l}$ e $SST < 30 \text{ mg/l}$) precedido de decantador primário e com estabilização anaeróbia do lodo gerado, pode ser conseguido com vantagens econômicas e operacionais por sistema composto de reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio. Nesta última concepção, o reator biológico aeróbio e o consumo de energia para remoção de matéria orgânica são cerca de metade daquela da ETE convencional e o lodo gerado no tratamento biológico aeróbio é estabilizado no próprio reator UASB, eliminando a necessidade de adensadores e digestores de lodo. ETEs com essa nova concepção deverão a partir de agora merecer maior atenção dos projetistas especializados em tratamento de esgotos sanitários.

Quando a remoção elevada de nitrogênio é requerida, o sistema composto de reator UASB seguida de tratamento biológico aeróbio complementar pode ser utilizado, devendo cerca de 50% do esgoto ser enviado diretamente para o tratamento aeróbio complementar e todo o lodo será estabilizado no reator UASB.

Para conseguir elevado nível de remoção biológica de fósforo não é recomendado o uso de reator UASB a montante do sistema biológico com remoção de fósforo. O uso de reator anaeróbio em ETEs com elevado nível de remoção de fósforo implica a adição de produtos químicos em tratamento complementar, que poderá ser biológico aeróbio, flotação por ar dissolvido ou mesmo coagulação-floculação, decantação e filtração. O lodo gerado no tratamento complementar, com o uso de produtos químicos, poderá ser estabilizado no reator anaeróbio.

O uso de sistemas compostos de reator anaeróbio seguido de tratamento no solo é uma alternativa com estudos em desenvolvimento, e é tratado em outro capítulo deste livro.

Outros sistemas anaeróbios, como o de leito fluidificado ou de leito expandido, estão em estudos e apresentam resultados promissores, devendo em futuro próximo representar novas alternativas para o tratamento de esgotos sanitários.

Referências Bibliográficas

- ABNT (1963). *NB 41 – Norma para construção e instalação de fossa séptica*. Rio de Janeiro, 18p.
- ABNT (1982). *NBR 7229 – Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais*. Rio de Janeiro, 15p.
- ABNT (1993). *NBR 7229 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro, 15p.
- ABNT (1997). *NBR 13969 – Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro, 60p.
- CAMPOS, J.R. (1994). Alternativas para tratamento de esgotos. Pré-tratamento de águas para abastecimento. *Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari*, n.9, 112p.
- CAMPOS, J.R. (1998). Informações pessoais.
- CONAMA (1986). *Resolução n. 20/86*. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente.
- LETTINGA, G.; VAN NELSEN, A.F.M.; HOBMA, S.W.; DE ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. (1980). Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 22, p.699-734.
- LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. (1983). Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 25, p.1701-1723.
- METCALF & EDDY, INC. (1991). *Wastewater engineering. Treatment, disposal and reuse*. 3 ed., Nova York, McGraw-Hill, 1334p.
- VICTORETTI, B.A. (1973). *Contribuição ao emprego de lagoas de estabilização como processo para depuração de esgotos domésticos*. CETESB, São Paulo, 131p.
- SILVA, S.M.C.P. (1993). *Desenvolvimento de uma nova concepção de tratamento de águas residuárias pela associação de processos anaeróbios e aeróbios*. Tese (Doutoramento) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- SALOMÃO JR., A. (1996). *Post-treatment of UASB effluent using SBR system*. Dissertação (Mestrado). E.E. 257. IHE, Delft, Holanda.
- SOUSA, J.T. (1996). *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbico para desnitrificação*. São Carlos. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Capítulo 13

Bases Conceituais da Disposição Controlada de Águas Residuárias no Solo

*Bruno Coraucci Filho, Carlos Augusto Lemos Chernicharo,
Cícero Onofre de Andrade Neto, Edson Abdul Nour,
Fabiana De Nadai Andreoli, Hênio Normando de Souza, Luiz Olinto Monteggia,
Marcos Von Sperling, Manoel Lucas Filho, Miguel Mansur Aisse,
Roberto Feijó de Figueiredo e Ronaldo Stefanutti*

13.1 Considerações Gerais

A água residuária tratada pode ser reutilizada de uma maneira planejada, para diversas finalidades. O reuso intencional de despejos tratados não é prática nova, entretanto, ultimamente, tem havido interesse crescente em relação a esta reutilização.

Braile & Cavalcanti (1979) reportam que, após tratamento adequado, os efluentes podem ter os seguintes reusos intencionais:

- Como água não potável municipal, de emprego não nobre.
- Como água para abastecimento público.
- Como água para piscicultura.
- Como água para aplicação no solo.
- Como água para utilização em finalidades secundárias.

No entanto, as aplicações para alguns usos e finalidades podem ser feitas sem que essa água residuária tenha sofrido algum tipo de tratamento. Para isso, é necessária a caracterização dessas águas a fim de verificar se os resíduos nelas existentes não

poluem o meio. Isso permite a preservação do ambiente e da saúde pública de forma definida e objetiva.

No caso da aplicação das águas residuárias no solo, elas podem se caracterizar como um possível sistema de tratamento ou como método apropriado de disposição final. O objetivo, no primeiro caso, seria o de tratar as águas residuárias domésticas e industriais por vários métodos e, ao mesmo tempo, recuperar a água e atender à finalidade do seu reuso. No segundo caso, o objetivo seria desfazer-se da água, recarregando aquíferos. Ambos os casos conferem os padrões de qualidade desejáveis quando aplicados convenientemente e de acordo com os critérios e propósitos do projeto.

A parte do despejo que infiltra no terreno sofre tratamento no interior do solo, com este último se comportando como camada “filtrante”. Isso possibilita as ações de adsorção e as atividades dos microrganismos, os quais usam a matéria orgânica contida nos despejos como alimento, convertendo-a em matéria mineralizada (nutrientes) que fica à disposição da vegetação. Essas matérias mineralizadas são muito convenientes na recuperação dos solos agrícolas e a água que percola no interior dos solos pode, em muitas ocasiões, recarregar os lençóis subterrâneos.

Assim, o emprego de águas residuárias tem os seguintes propósitos:

- Reuso.
- Recarga de aquíferos.
- Finalidades agrícolas.

De forma resumida, a escolha do método de aplicação dependerá basicamente dessas considerações, da finalidade a que se propõe e dos fatores ligados ao projeto, como: tipo e geologia do solo, área de terreno disponível, características dos efluentes etc. Todos os métodos de disposição no solo são mundialmente usados com sucesso, quer aplicando esgotos domésticos, quer aplicando águas residuárias industriais.

Na Tabela 13.1 são apresentadas, de forma geral, importantes considerações de projeto que deverão ser avaliadas todas as vezes que se desejar definir o método de aplicação a ser utilizado.

13.2 Seleção dos Locais de Tratamento

Estudos detalhados devem ser realizados para selecionar os locais de aplicação no solo. São recomendadas, preliminarmente, as seguintes considerações:

- Estabelecer critérios para identificar os locais de maior potencial para o adequado tratamento.
- Identificar esses locais.
- Estabelecer critérios para a avaliação dos locais de maior potencial.

- Selecionar os locais para aprofundar os estudos.

Segundo relatos da EPA, a julgamento da autoridade sanitária, além das proposições já mencionadas, pode-se relacionar outra série de opções que venham auxiliar uma investigação mais criteriosa. Entre elas pode-se citar: o impacto ambiental, o custo do empreendimento, os problemas de engenharia a serem enfrentados, a aceitação pública etc.

Tabela 13.1 Considerações gerais para projetos de aplicação de águas residuárias no solo.

Característica do esgoto	Clima	Geologia	Solo	Cobertura vegetal	Topografia	Aplicação
Vazão	Precipitação	Água subterrânea	Tipo	Nativa da região	Declividade	Método
Carga	Evapotranspiração	Variação do nível	Granulometria		Aspecto da declividade	Tipo de equipamento
	Temperatura	Qualidade	Infiltração/permeabilidade	Capacidade de remoção de nutrientes	Perigo de erosão	Taxa de aplicação
	Estação para cultura	Pontos de descarga	Tipo e quantidade de argila	Nível de toxicidade	Manejo da vegetação	Tipo de drenagem
	Ocorrência de geada ou neve	Tipo do leito de rocha	Capacidade de troca catiônica	Tolerância à sombra e mistura de vegetação utilizável		
	Armazenagem	Profundidade do solo	Potencial de adsorção de fósforo			
	Velocidade e direção do vento	Permeabilidade	Potencial de adsorção dos metais pesados pH Matéria orgânica			

Fonte: Adaptado de EPA (Environmental Protection Agency – EUA).

Alguns critérios para auxiliar a escolha dos locais em potencial podem ser enumerados:

- Local a ser escolhido não deve conflitar com o presente uso do solo.
- Local a ser escolhido não deve estar localizado em áreas com ecossistemas sensíveis.
- Local deve minimizar o impacto “sócio-econômico” adverso.
- Deve-se dar preferência a locais onde o tipo de solo seja conveniente para aquele processo.

- Os locais devem conter áreas que possuam condições geológicas adequadas e que confirmam proteção às águas subterrâneas.
- Locais que contenham áreas passíveis de desapropriação e/ou uso, entre outros.

Após serem consideradas as proposições anteriores, a avaliação e a seleção final poderão ser efetuadas por comparação entre os locais pré-selecionados, prevalecendo aquele que satisfaça um número de opções, levando em consideração:

- A localização – considerar a origem do despejo, o ponto de descarga, o traçado das canalizações, a extensão do traçado, o perfil dos coletores etc.
- Impacto ambiental.
- A capacidade-limite de carga orgânica e área requerida.
- A capacidade do método de tratamento e a sua provável expansão.
- Se o sistema é contínuo ou descontínuo.
- A qualidade do efluente após o tratamento.
- As opções de tratamento no solo – irrigação (alta ou baixa carga), escoamento superficial ou infiltração-percolação.
- A comparação com outros tipos de tratamento (sistemas convencionais ou outros alternativos).

13.3 Avaliações para Seleção dos Métodos de Aplicação dos Efluentes no Solo

O tratamento no solo é um sistema controlado e que permite fácil disposição final dos efluentes. É uma tecnologia baseada em pesquisas de campo utilizando-se conceitos de ciência e engenharia e não pode ser confundido como depósito indiscriminado e desordenado de resíduos. Em vez de simplesmente preencher buracos e fossas, o projeto tem por objetivo verificar o efeito prolongado das substâncias no solo, o grau de tratamento que é obtido em relação a outros sistemas e o impacto ambiental. A Tabela 13.2 apresenta, por meio de vários parâmetros, uma comparação com o sistema convencional de tratamento em nível secundário, com a expectativa de poder auxiliar no desenvolvimento de um anteprojeto.

Uma série de vantagens para o emprego de efluentes no solo podem ser citadas: o benefício agrícola, o baixo investimento, o pequeno custo de operação, o baixo consumo de energia e, na maioria dos casos, a não existência de descargas de substâncias em corpos de água. É um sistema que usa processo natural, com custo final entre 30% e 50% do custo do tratamento convencional, utilizando conceitos de 150 anos. O tratamento no solo também possui limitações, pois o tratamento para um solo de característica “A” é diferente de para um solo de característica “B”. Além disso, terrenos

para a disposição dos despejos, distantes mais de 20 km da indústria ou da cidade, não são economicamente viáveis e necessitam de uma análise de custos mais aprimorada. O uso do tratamento convencional, seguido de deposição no solo, por meio dos diferentes métodos de aplicação, tem sido defendido, por ter resultado em economia de custos se houvesse efetuado tratamento terciário.

Tabela 13.2 Comparação entre o sistema de tratamento no solo com o sistema convencional (nível secundário).

Tratamento		No solo	Convencional (secundário)
Tempo de detenção	Líquido	Longo (semanas)	Curto (6-24 h)
	Sólido	Infinito	10-50 dias
Produção de lodo		Nenhuma	Considerável
Remoção (%)	DBO	> 96	85-90 *
	SS	> 99	85-90 *
	N	30-50	15-20
	P	> 99	10-15
	Metais	> 90	10-15
Aeração		Ocorre por difusão do gás no período de não aplicação do despejo	Por diferentes mecanismos de aeração com difusão por meio do líquido
Energia		No bombeamento e na aplicação	No bombeamento; misturador; aeração; manejo; tratamento e disposição do lodo
Microrganismos		Diversos e em maior quantidade do que no sistema convencional	Bactéria, protozoário e outros

*Valores de 95%, ou maiores, são atualmente conseguidos.

Fonte: Adaptado de Loehr & Overcash (1985).

A possibilidade de disposição de esgotos no solo depende, principalmente, da disponibilidade de terreno, do relevo, da localização da área e das condições de contorno e vizinhança. A topografia, a capacidade de infiltração do solo e a espessura agricultável condicionam o tipo de escoamento possível e a possibilidade de cultivo.

Na Tabela 13.3 são apresentadas as características dos principais métodos para tratamento de despejos no solo. Observando esta tabela verifica-se que estes sistemas requerem área para a sua aplicação. São, por essa razão, especialmente indicados para pequenas comunidades urbanas, zona rural ou bairros isolados de cidades maiores, como uma alternativa aos sistemas de tratamento convencionais.

Tabela 13.3 Características dos métodos de aplicação no solo para águas e esgotos domésticos.

Método de tratamento	Carga anual m ³ /ha · ano	Área molhada de solo para 10 ³ m ³	Objetivo	Solo e geologia	Dispersão da água aplicável	Impacto na qualidade de água aplicada
Escoamento superficial	3,7 a 18,7	48,1 a 240,6 m ² acrescidos de área de tamponamento.	Otimização do tratamento da água. Crescimento de vegetação casual. Tratamento de efluentes primário, secundário, terciário e eventualmente bruto.	Solos de pouca ou muito pouca permeabilidade e/ou alto nível de lençol de água. Requerem declividade natural ou construção de patamares de 2% a 8% de declividade.	Maior quantidade de água escoará pela superfície. Alguma água por evapotranspiração e muito pouca por percolação.	DBO e SS são altamente reduzidos. Alta remoção de nitrogênio. Algum fósforo é removido. Alguma remoção de metais pesados. Pouca troca de sólidos totais iônicos (dissolvidos).
Irrigação	0,7 a 3,7	240,6 a 1.176,1 m ² acrescidos de área de tamponamento.	Otimização na produção agrícola. Opção de reuso e tratamento avançado de efluentes parcialmente tratados.	Necessidade de solos para agricultura irrigável. Método de irrigação dependerá do solo, topografia e vegetação.	Muita água por evaporação. Método de irrigação dependerá do solo, topografia e vegetação.	DBO e SS são completamente eliminados. Remoção de nutrientes pelo solo e pela vegetação. Absorção ou precipitação de metais pesados. Sólidos totais iônicos (dissolvidos) são aumentados por causa da evapotranspiração
Irrigação de alta taxa	0,7 a 7,5	117,6 a 1176,1 m ² acrescidos de área de tamponamento.	Otimização do tratamento de efluentes no suprimento de acordo com as necessidades da vegetação. Benefícios para culturas agrícolas; tratamento é altamente prioritário do que produção agrícola.	Necessidade de solos de maior permeabilidade para agricultura irrigável. Método de irrigação dependerá do solo, topografia e vegetação. Requer boa drenagem (natural ou construída).	Escoamento proveniente da superfície de irrigação poderá ser controlado.	DBO e SS completamente eliminados. Remoção de nutrientes pelo solo e pela vegetação. Sólidos totais iônicos (dissolvidos) aumentados por causa da evapotranspiração. Sais são lixiviados para fora do solo pelo excesso de água aplicada.
Infiltração-percolação	8,2 a 375,0	2,1 a 106,9 m ² acrescidos de área de tamponamento.	Otimização na filtragem e percolação para águas subterrâneas. Produção de vegetação não é um benefício, ela poderá não existir.	Necessidade de solos altamente permeáveis. Requer ótima drenagem (natural ou construída).	Maior percolação da água para os lençóis subterrâneos. Alguma água por evapotranspiração. Nenhum escoamento.	DBO e SS são reduzidos. Algum nutriente é removido para o solo e para a vegetação. Aumento da dureza da água percolada.

Fonte: Adaptado de EPA.

As Tabelas 13.4 e 13.5 apresentam os dados comparativos das características dos métodos de aplicação do sistema de tratamento no solo usando águas residuárias industriais.

Tabela 13.4 Características entre os sistemas de aplicação no solo para águas residuárias industriais.

Coeficiente	Sistema de tratamento adotado		
	Irrigação	Escoamento	Infiltração-percolação
Carga hidráulica (cm/d)	0,3 a 1,5	0,6 a 1,8	Maior que 1,5
Taxa de aplicação hidráulica semanal	1,3 a 10 cm/semana	5 a 15 cm/semana	10 a 30 cm/semana
Aplicação anual	50 a 240 cm/ano	240 a 730 cm/ano	550 a 15000 cm/ano
Área necessária (m ² /m ³ d)	64 a 395, mais área de tamponamento	395 mais área de tamponamento	Menor que 64
Necessidade de área para aplicação de 1.000 m ³ /dia	15 a 58 ha (mais área de segurança)	5 a 15 ha (mais área de segurança)	0,2 a 7 ha (mais área de segurança)
Técnica de aplicação	Aspersão ou lançamento sobre o terreno	Usualmente aspersão	Usualmente lançamento sobre o terreno
Tipo de solo	Moderadamente permeável, areia argilosa, solos com permeabilidade moderada com boa produtividade quando irrigados	Pouco permeável; terreno argiloso	Muito permeável; areia ou areia com saibro solos
Probabilidade de influenciar o lençol subterrâneo	Moderada	Fraca	Certa
Distância necessária para o lençol d'água	Cerca de 1,5 m	Indeterminada	Cerca de 4,5 m
Perdas de águas residuárias	Predominantemente por evaporação e infiltração no solo	Descarga superficial predomina sobre evaporação e infiltração	Infiltração para o lençol subterrâneo

Fonte: Adaptado de Braille & Cavalcanti (1979).

13.4 Considerações de Projeto

O tratamento no solo de águas residuárias municipais e industriais é defendido por entidades de proteção ao meio ambiente e é aceito pela legislação da maioria dos estados norte-americanos como uma alternativa ao tratamento convencional ou para o destino dos seus efluentes tratados (em qualquer nível). Entretanto, tal prática necessita ser regulamentada por empresas ligadas ao gerenciamento dos recursos hídricos e de conservação do solo, ou por agências de proteção ambiental, pois a água aplicada no solo poderá não retornar rapidamente ao curso de água natural. O uso dessa água, a

jusante do ponto de lançamento, fica comprometido, gerando conflitos entre pessoas e comunidades de acordo com o grau de sua escassez e do seu uso crítico.

Na elaboração de projetos que envolvam quantidades substanciais de água em relação às vazões do corpo receptor e que empregam a disposição no solo, sua discussão é prevaiente, pois parte dessa água, ao não retornar rapidamente ao curso de água receptor, compromete a sua vazão até a época em que se estabeleça um regime de equilíbrio.

É de amplo conhecimento que muitas vezes as decisões de julgamento, diante da importância que a água tem para as várias comunidades, produzem propostas subjetivas ou mesmo duvidosas que nem sempre premiam o bom senso e podem comprometer o seu uso. Em vários estados da Federação Norte-americana, o uso da água pelas comunidades servidas por uma bacia hidrográfica é regulamentado pelo “princípio da apropriação”, o qual garante o acesso à água. Ele foi elaborado por volta de 1850, de acordo com os costumes dos mineiros e fazendeiros da região Oeste daquele país, pelo “direito do uso da água” em canais naturais (nascentes, rios etc.). No Brasil, a legislação garante o acesso e o uso da água por meio do “direito de servidão”, e que em muitos aspectos poderá representar objeto de análise em projetos definitivos de tratamento de despejos.

Para o desenvolvimento de projetos que usam métodos de aplicação de despejos no solo, uma série de informações e requisitos deve ser verificada. De acordo com Hinrichs (1980), os principais são:

- a. Seleção dos locais:
 - a.1 Procedimento administrativo.
 - a.2 Características do solo.
 - a.3 Topografia do terreno.
 - a.4 Posição das águas subterrâneas.
 - a.5 Regularização e isolamento do terreno.
 - a.6 Facilidade de locomoção no interior da área.
- b. Tratamento:
 - b.1 Tratamento preliminar.
 - b.1.1 Remoção de sólidos grosseiros.
 - b.1.2 Desinfecção.
 - b.2 Taxa de aplicação.
 - b.3 Período de aplicação.
 - b.4 Frequência de aplicação.

- c. Armazenamento:
 - c.1 Necessidade de armazenamento.
 - c.2 Capacidade de armazenamento.
 - c.3 Revestimento.
 - c.4 Cortina divisória.
 - c.5 Gradeamento.
 - c.6 *By-pass*.
 - c.7 Facilidade de aeração.
- d. Sistemas de drenagem:
 - d.1 Superfície de drenagem.
 - d.2 Zona de tampão.
 - d.3 Área necessária.

Além dessas, Smith & Schroeder (1983) descreveram algumas considerações a serem observadas em um projeto, entre elas: o projeto deve ser conduzido em duas fases distintas – a primeira fase envolve estudos na escala piloto a fim de detectar e testar os parâmetros de operação; a segunda fase se constitui no desenvolvimento do projeto em escala real.

Assim, os resultados obtidos no projeto piloto fornecerão dados que permitam a sua avaliação com a finalidade de apresentar, mediante a caracterização dos constituintes do esgoto ou outro efluente, as dimensões e características da área do projeto.

Todos os objetivos do projeto devem ser discutidos e formulados de modo a permitir o uso racional de um modelo matemático – ou equação empírica – a fim de permitir a implantação do projeto básico e futuras ampliações.

Os objetivos dos estudos preliminares para tratamento no solo incluem:

- Estabelecer e definir o projeto, os parâmetros de operação e as unidades a serem expressas.
- Facilidades na construção do modelo experimental para o conveniente estudo na escala piloto.
- Estudar o modelo piloto com a finalidade de definir os parâmetros e o desempenho da unidade de tratamento.
- Formulação do modelo de acordo com os parâmetros de operação e controle do desempenho do tratamento.

Nutrientes

O emprego dos despejos no solo, invariavelmente, tem por objetivo a melhoria da qualidade do efluente aplicado. Essa melhoria é atingida com a remoção dos compostos orgânicos e inorgânicos contidos nesses efluentes no local de tratamento. O adequado tratamento visa à reposição de todos os sais minerais (macro e micronutrientes) para o seu armazém natural do meio ambiente (carbono, oxigênio e nitrogênio, na atmosfera; fósforo, potássio, enxofre, além de outros, na crosta terrestre). Esses elementos são posteriormente retirados desse armazém atendendo à dinâmica dos ecossistemas por meio dos ciclos biogeoquímicos, no qual o homem, em determinada escala, pode interferir, administrando o fluxo das matérias produzidas.

Os parâmetros de controle e operação do sistema, como, por exemplo, a taxa hidráulica (lâmina líquida ou carga), o período e a frequência de aplicação, devem ser aplicados em quantidade que o sistema solo-planta (quando esta última existir) possa suportar para atingir o objetivo. As condições apresentadas pelo solo, como, por exemplo, a sua característica, o seu estado natural e o seu grau de manejo, também são muito importantes e são elas que, basicamente, regulam a quantidade de efluente a ser aplicado. O conhecimento desses elementos auxiliará na decisão do método de aplicação a ser adotado.

Solos que recebem alta concentração de matéria orgânica e nutrientes têm, em pouco tempo, seu desempenho no tratamento prejudicado, exigindo, quando isso ocorrer, uma interrupção na atividade de disposição. É muito importante que o projeto contemple a aplicação de taxas (ou cargas) hidráulicas em turnos de rega adequados ao tipo de solo.

A remoção de nutrientes é devida ao contato da água residuária com a matriz do solo e à sua capacidade-limite de adsorção. Para cada tipo e estado do solo haverá, para um determinado nutriente, um limite de adsorção, podendo ser determinado em laboratório para prever o máximo grau de remoção desse nutriente. A temperatura, o potencial de oxirredução e o pH do sistema solo-planta são os fatores que mais afetam as transformações químicas e biológicas no ambiente de tratamento. A aplicação dos despejos no solo, por qualquer um dos métodos conhecidos, modificam constantemente o pH e o potencial de equilíbrio no sistema, afetando a remoção de nutrientes. Pelas razões apresentadas, é necessário e conveniente que os locais escolhidos para tratamento possuam áreas de reserva, as quais propiciarão o descanso e o restabelecimento do solo.

Os principais nutrientes utilizados pelas plantas são o nitrogênio, o fósforo e o potássio, além de outros igualmente importantes como o enxofre, o cálcio e o magnésio que, devido às suas concentrações na planta, são denominados macronutrientes.

Os métodos de aplicação de efluentes no solo, com o objetivo de tratamento, são muito eficientes na remoção de nutrientes provenientes de esgotos domésticos municipais. Muitos experimentos relativos a este sistema fornecem os resultados da remoção dos nutrientes pelo solo e pela vegetação. A remoção de nitrogênio e fósforo é, atualmente, graças à sua importância, a mais estudada, necessitando ainda de maior número de pesquisas.

Nitrogênio

De acordo com Smith & Schroeder (1983), a possível seqüência de mecanismos proposta para a remoção de nitrogênio pelos sistemas de disposição sobre o terreno é:

- Nitrogênio orgânico coloidal e o suspenso são removidos por sedimentação e filtração.
- A maioria da amônia é removida inicialmente por troca iônica na superfície do solo.
- A amônia é nitrificada durante o intervalo de aplicação nos locais onde ocorrer condições aeróbias. Se o lodo ou o efluente for lançado ao solo, e nele ocorrerem condições aeróbias, também haverá nitrificação da amônia nestes locais.
- Na aplicação de esgotos no terreno, enquanto o solo tiver condições aeróbias, haverá nitrificação da amônia. Com a interrupção do lançamento, a produção da amônia será ainda mais significativa.
- Parte do nitrato formado durante a fase de secagem pode ser desnitrificado se houver condições anaeróbias em regiões do solo.
- Até a próxima aplicação de esgoto, uma porção de nitrato é desnitrificada devido à presença de outros locais anaeróbios bem como devido ao surgimento de material carbonáceo. O nitrato remanescente acompanha o efluente.

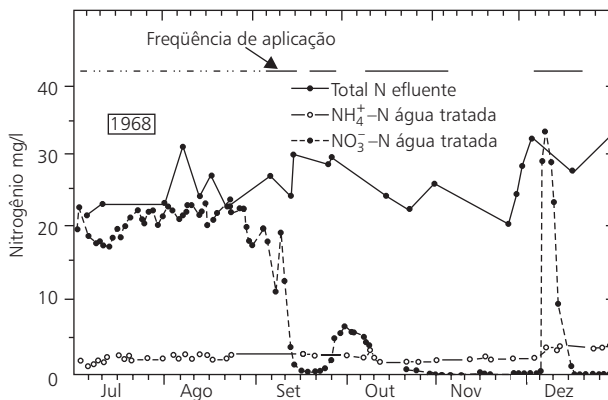
O fato de a desnitrificação exigir maior quantidade de carbono implica que a melhor eficiência do processo ocorrerá com o uso de efluentes onde haja uma adequada relação entre o carbono e o nitrogênio. O tratamento apresenta resultados de boa remoção para esgotos domésticos.

O nitrogênio, em muitos casos, não constitui preocupação para o tratamento, pois é quase completamente eliminado pela vegetação do solo e pela assimilação das bactérias. Com o emprego de esgotos no solo, a incorporação do N na vegetação é de 0,02 kg de N/kg de grama (peso seco), e o restante é lixiviado para o lençol subterrâneo ou perdido para a atmosfera na forma de N_2 e algum NH_3 ($pH > 7$), ou, ainda, consumido pelas bactérias. Segundo a EPA, a vegetação forrageira remove, anualmente, de 0,16 a 0,67 t de N/ha e as florestas, de 0,08 a 0,17 t de N/ha. Entretanto, há resíduos industriais que têm baixa relação de C/N, como, por exemplo, os despejos de laticínios, da industrialização da batata, de frigoríficos e de cítricos, que podem exigir

uma maior área de tratamento para a adequada remoção do nitrogênio. Nesse caso, enfatiza-se a inexistência de dados e sugere-se uma maior pesquisa.

Portanto, há três formas de o nitrogênio ser removido pelo tratamento no solo. Algum nitrogênio é removido pela vegetação. Alguma amônia é nitrificada e assim convertida em nitrato, o qual é lixiviado por meio das zonas de raízes para o lençol de água. Algum nitrogênio é desnitrificado para a forma de nitrogênio gasoso e escapa para a atmosfera. A nitrificação ocorre após o lançamento de esgoto no terreno, quando nitratos são acumulados no húmus. Sabe-se que essa acumulação é limitada, mas seus valores não são conhecidos e o húmus poderá estar ou não em uma condição aeróbia durante a operação do sistema. Provavelmente, ele estará em uma condição anaeróbia quando se aproximar do final do turno de rega. A desnitrificação poderá ocorrer nesse momento ou sempre que houver o emprego da técnica da inundação.

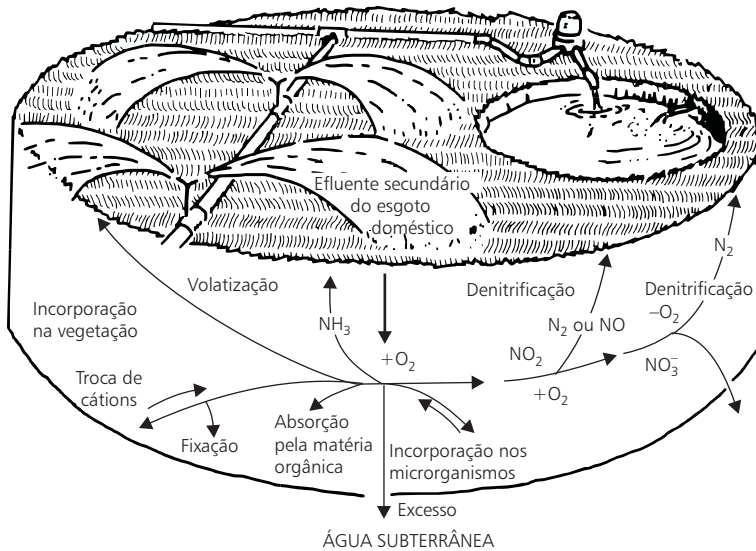
É interessante notar, na Figura 13.1, a variação das espécies químicas do nitrogênio quando o solo recebe inundação intermitente. Quando a inundação for por pequenos períodos, grande parte do nitrogênio total fica na forma de nitrato e uma pequena parte permanece na forma de nitrogênio amoniacal. Isso se deve ao fato de o solo ficar em condições aeróbias. Entretanto, quando o período de inundação é maior, o solo tende a ficar saturado, o nitrogênio na forma de nitrato tende a decair muito e quase não há alteração na concentração de nitrogênio amoniacal, somente ocorrendo um pequeno acréscimo durante a inundação. Se o período de descanso na alimentação do sistema for grande, a concentração de nitrato aumenta rapidamente, com valores até superiores aos anteriores, principalmente se não há ocorrência de chuvas.



Fonte: Adaptado de EPA.

Figura 13.1 Impacto da frequência de aplicação nas concentrações de NO_3^- e NH_4^+ no efluente tratado de esgoto secundário.

A Figura 13.2 mostra um esquema da circulação do nitrogênio no solo recebendo a contribuição de efluentes secundários de esgotos domésticos, de maneira a não haver inundação. Observando essa figura, verificam-se as diferentes transformações do nitrogênio durante o tratamento, inclusive a possibilidade de ocorrer a volatilização da amônia (NH_3). No entanto, é conveniente ressaltar que esta volatilização só ocorrerá se as condições de pH forem favoráveis ($\text{pH} > 7$) no interior do solo e se houver condições aeróbias.



Fonte: Adaptado de EPA.

Figura 13.2 Esquema das transformações das espécies de nitrogênio.

Pode-se dizer que é muito complexa a remoção do nitrogênio envolvendo o sistema solo-planta. A circulação do nitrogênio no solo é muito grande e na sua circulação virtual ela é auxiliada pela ação do movimento da água. Além disso, no caso de diminuição, mesmo localizada, do potencial de oxirredução dos solos, o NO_3^- pode ser reduzido para formas gasosas que são perdidas pela volatilização. A previsão dos teores e formas de nitrogênio no solo é ainda complicada devido à ocorrência de microrganismos que fixam N_2 da atmosfera. Esses microrganismos estão associados a algumas espécies de plantas (principalmente leguminosas) ou em vida livre no solo.

Resumidamente, pode-se dizer que o nitrogênio:

- é incorporado aos vegetais;
- faz parte da célula microbiana;
- volatiliza-se quando estiver na espécie amônia;
- faz parte de compostos não-biodegradáveis;

- é reduzido na desnitrificação e perdido para a atmosfera;
- é drenado para o subsolo;
- escoar no efluente.

Na maioria dos solos, principalmente nos cultiváveis, 95% ou mais do nitrogênio permanece na forma orgânica e somente uma pequena parcela fica na forma inorgânica. De acordo com os relatos de Raij et al., “em solos bem drenados e aerados há predominância de NO_3^- , sendo a ocorrência de formas reduzidas do nitrogênio, como o NH_4^+ , aproximadamente 1% do total de nitrogênio do solo. O NH_4^+ tende a se transformar em NO_3^- em curto espaço de tempo, sendo a concentração deste mais predominante em épocas de estiagem do que em épocas de chuva”.

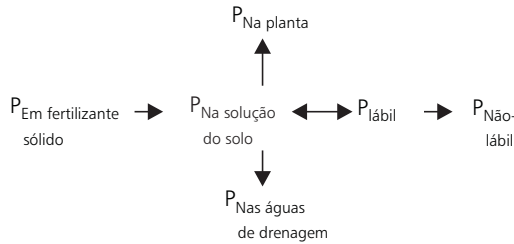
O nitrogênio na matéria orgânica do solo representa uma fonte potencial destes elementos para as plantas. No entanto, a disponibilidade do N orgânico para os vegetais fica na dependência da decomposição e da mineralização da matéria orgânica do solo que, por sua vez, é controlada por fatores ambientais imprevisíveis, como a temperatura e a umidade do solo. Além de ser afetada por propriedades do solo como o pH, a textura etc. Embora as plantas possam absorver pequenas quantidades de nitrogênio de compostos orgânicos de baixo peso molecular, como alguns aminoácidos, a grande maioria do nitrogênio é absorvida na forma inorgânica, como NH_4^+ e, principalmente, como NO_3^- .

O nitrato existente no solo forma sais de alta solubilidade e é pouco retido pelas partículas coloidais. Portanto, está sujeito a ser lixiviado para fora da zona radicular durante o ciclo da cultura (permanente no caso de tratamento) se houver movimento descendente da água de chuva ou aplicação do efluente.

Fósforo

De acordo com Raij et al., o fósforo é um elemento que forma diversos compostos de baixa solubilidade com o ferro, o alumínio e o cálcio, que são muito abundantes nos solos. Do ponto de vista químico, o fósforo inorgânico combinado com o ferro e o alumínio (fósforo) tornam-se mais solúveis à medida que o pH do solo aumenta. Os fosfatos de cálcio, ao contrário, são mais solúveis a valores de pH mais baixos. O pH ótimo para a maioria das plantas está em torno de 6.

A planta obtém o fósforo de que necessita da solução do solo. Os teores em solução são muito baixos, de maneira que o fosfato em solução, quando é absorvido pelas plantas, deve ser repostado por meio do fósforo da fase sólida do solo, conhecido como fósforo lábil. A maior parte do fósforo do solo que poderá estar disponível para as plantas encontra-se nessa forma. Mesmo o fósforo adicionado em adubos, ao se dissolver, passa para a fase sólida do solo, convertendo-se, inicialmente, em fósforo lábil. Com o passar do tempo, o fósforo adicionado ao solo passa para a forma não-lábil – como mostra a Figura 13.3 – que não está mais disponível para as plantas.



Fonte: Adaptado de Raij et al. (1987).

Figura 13.3 Representação esquemática do comportamento do fósforo no solo.

A remoção do fósforo existente no solo envolve a precipitação química com alumínio e ferro e na forma de fosfato de cálcio $Ca_3(PO_4)_2$; diversos mecanismos, como absorção por hidróxidos de ferro $Fe(OH)_2$ e $Fe(OH)_3$, hidróxidos de alumínio $Al(OH)_3$ e minerais argilosos; imobilização na forma de compostos orgânicos na camada do lodo biológico e nos colóides contidos nos solos; e utilização no metabolismo da vegetação. Um solo que esteja temporariamente em condições redutoras remove maior quantidade de fósforo do que na ocasião em que estava em condições normais (condição oxidante). Solo que recebeu calagem obtém melhora em seu desempenho devido à precipitação de fósforo na forma de fosfato de cálcio (insolúvel) e a absorção do fósforo pela planta ocorre mais eficientemente por causa das condições alcalinas atingidas pelo solo.

A remoção do fósforo é dependente da textura, da capacidade catiônica e do pH do solo. O teor de fósforo removido é significativamente menor que o de nitrogênio e em torno de 50% – excepcionalmente 80% – de acordo com as condições apresentadas pelo solo, das características das águas residuárias e do método aplicado. Esse grau de remoção é consequência da menor mobilidade dos compostos de fósforo em relação aos compostos de nitrogênio (NH_4^+ , NO_3^-), além de não produzirem compostos voláteis (NH_3 , N_2) que passam para a atmosfera. Pelo fato de o fósforo ser altamente adsorvido pela maioria dos solos e pouco circulado por ação de microrganismos, sua concentração tende a ser alta nas primeiras camadas do perfil do solo e pequena nas profundidades maiores. A atividade dos microrganismos, embora existente, muito pouco colabora no aumento da concentração de fósforo nas camadas inferiores do solo.

O mecanismo de retenção por adsorção é realizado por meio da fixação sobre as partículas de argilas, hidróxidos e substâncias húmicas, pois esses compostos são capazes de reter nitrogênio por fenômenos eletrostáticos das partículas carregadas. A humificação, por sua vez, é consequência da degradação de substratos nitrogenados por microrganismos durante a fase de crescimento, concomitantemente com matéria

orgânica carbonácea. Não obstante este fato, não há expectativa de se obterem relações C/N superiores a 20 ou 25 quando se trata esgotos domésticos.

Outros Nutrientes

A existência dos nutrientes no solo é praticamente geológica. A fonte original desses sais é constituída pelos minerais primários nele contidos e pelas rochas expostas na superfície do terreno. Durante o processo de intemperização química, que compreende hidrólise, hidratação, dissolução, oxidação e carbonatação, esses constituintes são liberados e solubilizados.

Os íons de bicarbonato resultam da dissolução de dióxido de carbono (CO_2) na água, que provém da atmosfera ou das reações biológicas. Água com CO_2 é um ótimo agente de intemperismo que produz bicarbonatos. A presença de carbonato e bicarbonato depende do pH da solução. Os primeiros são mais presentes quando o meio é altamente alcalino ($\text{pH} \geq 9,5$).

Os sais solúveis do solo consistem principalmente em várias proporções de cátions, Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , que são sempre facilmente trocáveis. Outros cátions como K^+ e NH_4^+ podem ser retidos em certas posições pelas partículas do solo de modo que são substituídos com grande dificuldade e por isso são chamados cátions fixos.

Além da origem geológica, a presença dos sais nos solos pode ser decorrência do transporte e da “contaminação” de uma região para outra e é basicamente efetuada pelas águas subterrâneas e irrigação; sendo recentemente ocasionada pela aplicação de lodo e águas residuárias, domésticas e industriais, nos solos. Não há águas isentas de sais. As irrigações promovem uma entrada contínua de sais no solo, mesmo em regiões úmidas. As adubações (e fertirrigação) são outra fonte de acréscimo significativo e as chuvas que contribuem com até 10 mg/l em um processo acumulativo.

A característica física e a presença dos diferentes sais nos solos conferem aos mesmos os valores do pH. Em solos normais o pH varia de 4 a 7, sendo considerados solos ácidos (com ácidos livres) no limite inferior e solos salinos (ou calcários) no limite superior. Resíduos orgânicos que contenham cálcio, magnésio e potássio podem, com a degradação, liberá-los para o meio e regular a acidez do solo. A maior parte da acidez encontra-se ligada à fase sólida de forma não dissociada. Os íons Al^{3+} e H^+ são os responsáveis por essa acidez e eles estão ligados diferentemente (ligações químicas) com o complexo coloidal.

Os íons Al^{3+} estão ligados às partículas coloidais do solo predominantemente por ligações eletrostáticas e podem ser deslocados por troca iônica (acidez trocável). Por outro lado, o H^+ está ligado ao solo por ligações covalentes que são muito mais firmes que as ligações eletrostáticas. Em solos normais, a presença do H^+ é desprezível e os íons Al^{3+} são facilmente trocáveis por Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ .

Metais Pesados

A remoção de metais pesados e seu efeito prolongado no solo tem sido investigada em vários países. Peters et al. apud *Economic and Technical Review Report* relatam que os processos de aplicação de esgotos no solo são excepcionalmente eficientes na remoção de metais pesados provenientes de esgotos. Eles obtiveram reduções de 88%, 94%, 84% e 86% para os metais Cd, Ni, Cu e Zn, respectivamente. As concentrações desses metais foram de, respectivamente, 0,077, 0,141, 0,120 e 0,339 mg/l.

Segundo os mesmos autores, a eficiência do processo em reter metais pesados é o resultado da capacidade de adsorção da camada orgânica na superfície do solo e os metais tendem a se acumular perto do ponto de aplicação do esgoto e, uma vez que o metal pesado tenha sido adsorvido, ele não é mais liberado para o meio pelo excesso de água de drenagem. Por sua vez, a vegetação localizada nesse ponto tem a sua concentração de metais pesados aumentada. Em uma investigação, foram adicionadas concentrações conhecidas de mercúrio, verificando-se posteriormente que entre 70% e 100% foi adsorvido nas zonas próximas às raízes e que apenas 0,2% foi liberado após adição de água, constatando alta capacidade do solo na retenção desse metal por adsorção na sua fração coloidal (infelizmente não foi relatado o valor do pH do solo).

A presença de metais pesados como cádmio, cobre, cobalto, chumbo e zinco, entre outros, nos esgotos se deve a causas diversas. Segundo Peters et al., os metais pesados apresentam efeito tóxico às plantas e, embora não haja resultados conclusivos, pode-se descrever os valores tidos como limite: B (3 mg/l), Cu (30 mg/l), Zn (200 mg/l) e Pb, não é absorvido pelas plantas até 200mg/l.

Resumidamente, pode-se dizer que o solo possui eficiente capacidade de remoção de metais pesados, desde que eles não ultrapassem certas concentrações. Acima destas concentrações poderá ocorrer:

- lixiviação para o subsolo, se ocorrer condições ácidas;
- inibição no crescimento de plantas;
- incorporação à cadeia alimentar.

Compostos Orgânicos Complexos

A característica química dos diferentes efluentes industriais no solo, principalmente o do conhecimento composto orgânico, é de importância essencial para determinar a área necessária ao tratamento. Loehr & Overcash (1985) descrevem o emprego de vários constituintes de despejos nas suas concentrações-limite (Tabela 13.6) como base para o sucesso do projeto e da operação do sistema de tratamento. Os autores baseiam-se nos valores de meia-vida dos compostos orgânicos, contidos nos diferentes resíduos aplicados no solo, para projetar o sistema (pré-tratamento, monitoramento, decisões construtivas etc.) e definir a sua operação. Esses valores são apresentados na Tabela 13.7 e, infelizmente, não se especifica a que tipo de águas residuárias se referem.

Recomenda-se que sejam feitas experiências visando à ação de microrganismos para aumentar a velocidade de degradação de polímeros e outros compostos sintéticos normalmente encontrados em efluentes industriais e em resíduos sólidos que venham a ser depositados no solo.

Tabela 13.6 Condição-limite para diferentes compostos aplicados ao solo – aspecto comparativo.

Constituinte do resíduo	Item-limite para a taxa de aplicação	Estimativa da área requerida
Orgânico biodegradável	Manutenção das condições aeróbias do solo	Área unitária
Nitrogênio	Nitrato no lençol freático	2,5 x área unitária
Metais	Impacto na cadeia alimentar	4,0 x área unitária
Compostos orgânicos sintéticos	Impacto na cadeia alimentar Padrão potabilidade da água Padrão qualidade da água superficial	6,0 x área unitária

Fonte: Adaptado de Loehr & Overcash (1985).

Tabela 13.7 Valores da meia-vida dos compostos orgânicos contidos em diferentes resíduos aplicados ao solo – considerações.

Composto	Meia-vida (dias) (aproximada)
Antraceno	110-180
Benzo pireno	60-420
Di n-butyl ftalato	80-180
Surfactantes não iônicos	300-600
2,4 metilamina	1,5
n-nitrodietilamina	40
Fenol	1,3
Celulose	35
Ácido acético	5-8
Pirocatecol	0,5
Hidroquinona	0,5

Fonte: Adaptado de Loehr & Overcash (1985).

13.5 O Solo

Segundo Raij et al. (1987), “o excesso de água no solo reduz as trocas gasosas entre o interior do solo e a atmosfera. Dessa forma, taxas hidráulicas elevadas, condições de drenagem pobres ou lençóis freáticos altos são geralmente acompanhados de deficiência de O_2 , ocasionando redução da respiração e do volume das raízes. Além desses, o excesso de água causa um aumento da resistência no transporte de água e nutrientes na vegetação, a morte das células e até a morte das raízes para a maioria das plantas.

“Um constituinte dos solos, e que exerce papel fundamental na sua qualidade, é a matéria orgânica. A matéria orgânica do solo é constituída de organismos vivos, de seus resíduos e, principalmente, de seus produtos de decomposição. Os produtos de decomposição nos quais não é mais possível reconhecer a origem são chamados húmus.

“A existência da matéria orgânica é importante para as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. É em grande parte devido a ela que o solo se apresenta agregado e friável, com boa porosidade e alta capacidade de retenção de água e nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e enxofre.

“Em solos mal drenados, a decomposição da matéria orgânica é dificultada ou impedida, podendo-se formar solos ricos com seu conteúdo. A textura do solo é também condicionante dos teores de matéria orgânica em seu interior, que são mais elevados em solos de característica argilosa. Se o teor de matéria orgânica superar 20%, os solos são conhecidos como solos orgânicos.”

A temperatura exerce grande influência em todos os processos biológicos. Solo com excesso de água tem grande capacidade calorífica (devido ao calor específico da água), sendo necessária grande quantidade de calor para elevar sua temperatura. Por isso, um solo mal drenado, ou com excesso de irrigação com água residuária, é frio e o crescimento da vegetação é retardado.

No solo, para ocorrer a mineralização da matéria orgânica, efetuada por microrganismos, é necessária quantidade apreciável de O_2 difundido na sua estrutura física. Sua deficiência diminui a atividade bacteriana e reduz o grau de mineralização no interior do solo, comprometendo a produção de nutrientes para as plantas. Em condições anaeróbias, a decomposição da matéria orgânica é reduzida, havendo uma imobilização do nitrogênio disponível para a planta e com perdas pela redução na produção de NO_3^- por microrganismos.

A preocupação do emprego dos despejos líquidos no solo é a de manter as condições ideais deste para que os objetivos do tratamento sejam atingidos. Para que isso ocorra, se deverá mantê-lo em condições de permitir a fácil entrada de ar até a região das raízes e facilitar o transporte de gases da atmosfera e dos produzidos pelas raízes,

microrganismos e reações químicas (O_2 e CO_2 são os principais). A transferência destes gases ocorre por meio dos poros do solo, que estão parcialmente preenchidos de ar e solução aquosa de íons, e por difusão da fase gasosa e da fase líquida do solo, com ambos os processos seguindo a lei de Fick. Condições diversas de taxa hidráulica aplicada, drenagem pobre e de lençol freático alto não têm efeito direto no crescimento da vegetação. Elas influem indiretamente porque determinam as condições de umidade do perfil e, portanto, influem no suprimento de água à planta, nas condições de aeração e nas propriedades térmicas do solo.

Foi verificado experimentalmente por Tucker & Vivado (1980) que o rebaixamento do lençol freático é benéfico para o crescimento da vegetação e equivalente ao produzido por adubos nitrogenados. Foi verificado também que, para um solo argiloso, o suprimento de nitrogênio pelo solo de 55 kg/ha com o lençol a 0,40 m de profundidade aumentou para 120 kg/ha quando houve rebaixamento do lençol para 0,90 m de profundidade (e 150 kg/ha para lençol a 1,50 m de profundidade), atestando que, para um suprimento adequado de nitrogênio pelo solo por meio da fixação e mineralização, é indispensável uma aeração adequada. Segundo o mesmo autor, solos com textura grosseira (arenosa) exigem lençóis freáticos mais elevados para melhorar o desempenho do sistema solo-planta do que solos de textura fina, com os primeiros em torno de 0,60 a 0,90 m e os segundos com 0,90 a 1,50 m de profundidade. Esses valores variam em função do tipo de cultura, do solo, do tipo de despejo, das condições climáticas do local e que os mesmos devem concorrer para facilitar a absorção de nutrientes de O_2 pelas raízes.

13.6 Salinidade

O estudo da salinização do solo é de grande complexidade e normalmente envolve: o levantamento das características do solo e da água de irrigação (ou água residuária), mediante análises físicas e químicas; do índice de chuva da região na qual será aplicada a irrigação; entre outros.

As águas usadas na irrigação podem conter, em média, de 200 a 500 kg de sais por hectare para uma aplicação anual de 30 cm de lâmina (sendo comum aplicar 150 cm de lâmina ou mais). Se uma parte desses sais não se perde na água de drenagem, o solo vai se tornando salino. Excesso de água de irrigação e a falta de suficiente drenagem do solo, acompanhados do movimento de água ascensional por ação capilar, pode atingir o sistema radicular da vegetação e permitir uma concentração de sais nesta parte do solo. Dependendo do tipo de sal, poderá haver completa impermeabilização e endurecimento do solo ou afetar o desenvolvimento da vegetação e, em consequência, impedir a retirada de nutrientes do solo.

Ao aplicar águas residuárias domésticas ou industriais nos solos como forma de disposição ou tratamento, é conveniente verificar a concentração salina no solo e na

água residuária observando se poderá ou não ocorrer a salinização, sendo conveniente, também, verificar as condições de drenagem desse solo. É recomendável que, nos projetos de irrigação, os problemas de salinidade da água e do solo sejam investigados em conjunto, sendo essencial a manutenção de equilíbrio adequado. O balanço de sais solúveis deve ser verificado e controlado ao longo do tempo, determinando-se periodicamente as suas concentrações.

A drenagem remove o excesso de água, regula o sistema água-solo-planta e controla a salinidade, promovendo um balanço favorável na zona radicular da planta. Não há uma remoção total dos sais do solo – o que é impraticável –, mas implica uma redução acentuada de cátions da solução do solo, até que seja estabelecido um equilíbrio entre a entrada e a saída desses em um patamar de tolerância aceitável pela vegetação.

De acordo com a EPA, as concentrações dos cátions e dos ânions nas águas residuárias e nos efluentes tratados podem ser altas e da ordem de 1.000 mg/l. O índice de chuvas poderá não ser suficiente para a adequada lixiviação dos sais no interior do solo e o aumento da concentração salina reduzirá a capacidade assimilatória dos vegetais, afetando, em conseqüência, o percentual de remoção dos nutrientes do solo.

O aumento do seu arrastamento para as águas superficiais, traz, com o decorrer do tempo, conseqüências desagradáveis na demanda de água de abastecimento. A Tabela 13.8 apresenta as concentrações médias de alguns elementos químicos existentes nos esgotos domésticos e, segundo Vaisman et al. (1981), poderão ser considerados nas relações de qualidade de água de irrigação a fim de definir as taxas hidráulicas máximas para aplicação em um determinado solo e prevenir a salinização.

O cálcio e o magnésio são os principais cátions encontrados na solução e no complexo trocável dos solos. Quando há aumento excessivo de sais solúveis nestes solos, o sódio é muitas vezes o elemento dominante na solução devido à precipitação de compostos de cálcio e magnésio como sulfatos e carbonatos. Assim, o sódio passa a substituir aqueles elementos atingindo concentrações que caracterizam o solo como alcalino (ou sódico).

A presença de sódio nos esgotos domésticos em concentrações da ordem de 30 a 50 mg/l pode causar problemas de salinidade, segundo descrição em *Economic and Technical Review*. As propriedades físicas dos solos são muito afetadas pelo aumento da porcentagem de sódio, pois impede a agregação da terra, endurece o solo e aumenta a impermeabilidade, causando drástica redução da sua condutividade hidráulica. Em solos argilosos, a atuação do sódio age na sua desestruturação química, o que pode acelerar de forma acentuada o fenômeno de colmatação.

Tabela 13.8 Valores das concentrações de elementos químicos existentes nos esgotos domésticos.

Elemento	Unidade	Intervalo de valores
N-NH ₃	mg/l	15,0-30,0
P	mg/l	3,7-14,5
K	mg/l	20,0-55,0
Ca	mg/l	1,7-6,1
Mg	mg/l	1,0-2,0
Na	mg/l	9,0-14,0

Fonte: Adaptado de Vaisman et al. (1981).

Em solos de regiões áridas, devido à evaporação ou evapotranspiração, registra-se um aumento na concentração salina. Normalmente, estes solos apresentam o cálcio e o magnésio como principais cátions e o sódio com porcentagem abaixo de 5% em termos de cátions trocáveis. Felizmente, no intercâmbio de cátions, a tendência é no sentido de o cálcio e o magnésio substituírem o sódio e não o inverso: por essa razão, a relação entre esses três cátions constitui um índice de grande importância para a avaliação da qualidade da água de irrigação e do efluente a ser aplicado no solo.

A salinidade poderá, dessa forma, ser avaliada pela composição química da água de irrigação ou do extrato da solução do solo e ser expressa como uma relação entre os íons trocáveis e os íons existentes. Essa relação é denominada de Relação de Adsorção de Sódio – RAS.

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (13.1)$$

Nessa expressão, a concentração de íons é dada em meq/l.

O U.S. Salinity Laboratory Staff¹ propôs um nomograma e um diagrama para serem empregados na determinação do RAS da água de irrigação (ou despejo) ou do extrato da solução do solo (extrato de saturação do solo) e estimar a porcentagem de sódio trocável do solo que está em equilíbrio com a referida água ou extrato da solução do solo. O emprego conjunto desses diagramas permite classificar o estado de solidificação do solo e avaliar a ocorrência da salinização nesse solo. Para verificar se há perigo da salinização, deverá ser determinado o RAS e a condutividade elétrica dessa água ou do extrato. Os danos causados pela salinidade são devidos principalmente à elevada pressão osmótica na solução do solo, o que reduz a disponibilidade de água às plantas e lhe causam perturbação no mecanismo nutricional.

1. Do jornal *O Estado de São Paulo*.

A presença de sais na solução do solo atua em seu potencial osmótico, afetando a capacidade de absorção radicular da planta e, conseqüentemente, seu metabolismo.

Na recuperação de solos salinos (possuem RAS elevados) utiliza-se água de boa qualidade para promover a lixiviação para camadas inferiores do solo, ou adiciona-se gesso (fonte de cálcio barata) proporcionando a substituição do Na^+ pelo Ca^{2+} .

A classificação dos solos salinos e alcalinos pode ser avaliada com base no nomograma citado e porcentagem de sódio intercambiável (PSI), que é dada pela expressão:

$$\text{PSI} = \frac{100(-0,0126 + 0,01475\text{RAS})}{1 + (-0,0126 + 0,01475\text{RAS})} \quad (13.2)$$

A recuperação de solos salinos e alcalinos é trabalhosa e exige emprego de técnicas de irrigação, drenagem e mecanização, além de aplicação de corretivos. A tentativa de recuperação desses solos, de forma empírica, pode levar a grandes transtornos, provocando o seu comprometimento total.

O boro tem importância fundamental no desenvolvimento das plantas. Contudo, em concentrações superiores a 0,5 mg/l, esse elemento passa a ser nocivo para diversas culturas, e em concentrações superiores a 2,5 mg/l devem ser considerados perigosos. A remoção de boro do solo exige grandes quantidades de água.

Finalmente deve-se desestimular o uso de águas de irrigação (ou despejos) contendo concentração salina em torno ou acima de 700 mg/l. Concentrações superiores a este valor são prejudiciais a algumas plantas e teores acima de 2.000 mg/l, nocivos à maioria das culturas.

13.7 Tipo de Solo e Taxa Hidráulica Adequada a Ser Aplicada

Os três métodos de aplicação no solo, antes de qualquer análise, devem ser especificados em função do tipo de solo. As propriedades do solo nas zonas das raízes determinam o valor da taxa de aplicação. A área necessária e o custo total do projeto são inversamente proporcionais às taxas de aplicação. Os custos de preparação do local, tipos de sistemas de distribuição, sistemas de aplicação, drenagem, além de outros, determinam as características do método de aplicação.

As taxas de aplicação de esgotos ou efluentes industriais no solo variam muito em função do método (irrigação, infiltração rápida, escoamento à superfície) e da característica do efluente. Para cada método, as variações são ainda muito amplas em função das condições climáticas, características do solo e da vegetação (ou cultura), do manejo (intermitência e frequência) e do grau de tratamento prévio dos esgotos (se for o caso), entre outros condicionantes locais e do entorno da área.

A Figura 13.4 apresenta as possibilidades de adotar ou um ou outro método em função do tipo de solo. Solos arenosos, que possuem alta capacidade drenante, são ótimos para o sistema infiltração-percolação. Solos de baixa capacidade drenante, como os argilosos, são ideais para o sistema de escoamento superficial. E os solos mistos, bons para a agricultura, são desejáveis para a prática de irrigação.

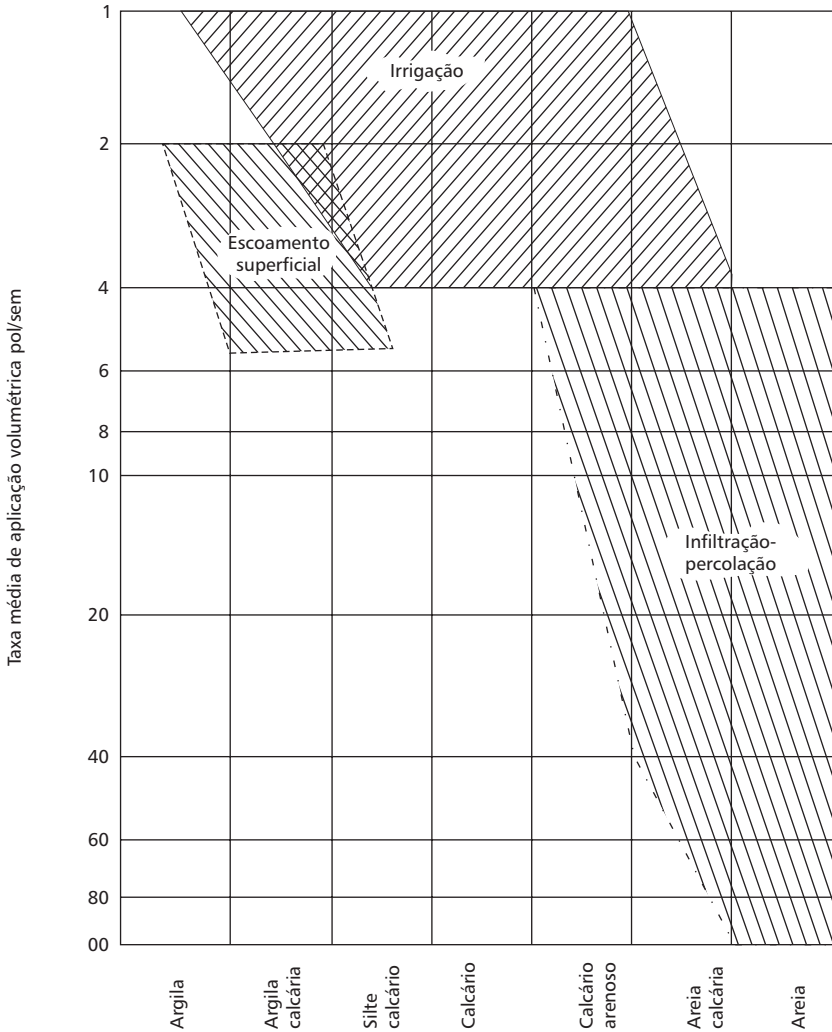


Figura 13.4 Taxas de aplicação hidráulica *versus* tipo de solo para diferentes métodos de aplicação no solo.

13.8 Clima

O clima é um importante fator na escolha do sistema de aplicação no solo. Parâmetros como variação de temperatura, índice pluviométrico anual, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos têm efeito direto na quantidade de água que pode ser disposta em uma certa localidade. Esses fatores afetam também o tipo de plantação que se pode desenvolver com sucesso em uma determinada área. As condições climáticas afetam a taxa de aplicação dos despejos no terreno e a capacidade de assimilação do solo.

13.9 Cobertura do Solo

Para evitar a erosão do solo é sugerida, sempre que possível, a sua cobertura com vegetação. Para solos que receberão esgotos domésticos é sempre recomendado o uso da grama, ou do capim, por serem perenes. Os animais poderão consumir o capim diretamente como pastagem ou na forma de feno, tomando-se precauções para evitar infecção por bactérias, vírus ou helmintos.

Da análise dos vários sistemas em funcionamento, chegou-se à conclusão de que a aplicação de esgotos domésticos e industriais na agricultura tem promovido um aumento na produtividade vegetal sem sacrificar a qualidade do produto. Da mesma maneira, tem-se observado que em silviculturas o crescimento das árvores tem aumentado, e mesmo duplicado, como resultado da irrigação com águas residuárias apropriadas.

Os seguintes resultados foram verificados pela EPA na irrigação com esgotos domésticos municipais: em capim para forragem houve um crescimento de biomassa da ordem de 300% a 400%; o acréscimo na quantidade de proteína em forragem foi de 6% a 17%; em cereais, de 20% a 50%; em plantas radiculares, 100%.

Um dos aspectos mais importantes do projeto é a escolha e a seleção do tipo de vegetação e a necessidade delas serem perenes ou não. Os fatores que influenciam na seleção são: eficiência da remoção de nutrientes, clima, tipo de solo e qualidade de água. No uso de despejos industriais é necessário verificar a tolerância da vegetação a poluentes e o ciclo da cultura coincidindo com a atividade da produção da indústria (sazonalidade). Na remoção de nutrientes (principalmente do nitrogênio) a eficiência maior cabe mais às florestas do que a outro tipo de vegetação, pois além de as árvores maiores necessitarem de maior quantidade deles, deve-se levar em consideração a reciclagem.

As vegetações variam bastante quanto à tolerância a poluentes, como o boro, sais e íons específicos. Com efluentes da indústria alimentícia aplicados em culturas de milho e grama da espécie *reed canary*, tem-se observado um efeito benéfico. Devido aos muitos diferentes fatores envolvidos, a vegetação deve ter seleção específica para cada projeto.

13.10 Propagação de Vetores

Propagação de mosquitos, moscas e outros insetos causa riscos de saúde pública e resulta em aspectos estéticos indesejáveis. Mosquitos são vetores de muitas doenças: eles surgem devido à existência de alimento abundante colocado à sua disposição e às condições de exposição dos ovos no meio. A existência desta condição é muito mais significativa em sistemas de disposição no solo por métodos de inundação e pode, ocasionalmente, acontecer na aplicação de taxas hidráulicas elevadas quando se utiliza os outros métodos de aplicação no solo. De acordo com Tucker & Vivado (1980), se for conhecido o ciclo de reprodução de uma determinada espécie de mosca, convém interromper periodicamente a aplicação do despejo antes de completar o tempo de incubação para cessar este ciclo, sendo conveniente, a partir daí, a aplicação intermitente do despejo (ciclo de rotação) com períodos de descanso de pelo menos sete dias.

13.11 Saúde Pública

Os aspectos de saúde pública estão relacionados com:

- bactérias patogênicas, vírus, helmintos e outros organismos presentes em águas residuárias municipais e as possibilidades de transmissão para homens e animais;
- substâncias químicas que podem ser perigosas para a saúde do homem e dos animais;
- propagação de insetos que podem ser vetores na transmissão de doenças.

O uso de despejos sem um tratamento adequado deve ser evitado quando se pretende irrigar alimentos para consumo humano e animal, principalmente se houver possibilidade de serem ingeridos crus. A Tabela 13.9 apresenta o tempo de sobrevivência para organismos patogênicos e coliformes em produtos agrícolas e forrageiros para animais. A Tabela 13.10 apresenta a sobrevivência dos organismos em produtos agrícolas e no solo.

Segundo a EPA, o tempo de sobrevivência dos organismos patogênicos no solo pode variar de dias a meses. Esse tempo de sobrevivência depende do tipo e da temperatura do solo e do tipo de microrganismos.

O tempo de sobrevivência dos organismos fora do seu hábitat natural depende de vários fatores, como: a concentração inicial, a umidade do solo, a intensidade da luz solar, o tipo de solo, o tipo de organismos, o meio ambiente etc. Em relação às bactérias, pode-se afirmar que algumas delas sobrevivem por muito tempo, e, em relação ao vírus, ainda necessitarão ser efetuadas pesquisas.

As doenças mais comuns que são transmitidas por esses microrganismos são: tifo, desintéria bacilar, desintéria, amebíase, cólera, viroses, leptospirose, hepatite infecciosa, tuberculose, brucelose, esquistossomose, entre outros.

Tabela 13.9 Sobrevivência de patogênicos e coliformes em produtos agrícolas e forrageiros.

Organismos	Produtos agrícolas e forrageiros	Tempo de sobrevivência (dias)
<i>Salmonella</i>	Forragem	12-42
	Raízes das plantas	10-53
	Folhas de vegetais	1-40
	Produtos de pomares	18 h-2
<i>Shigella</i>	Forragem	2
	Folhas de vegetais	2-7
	Produtos de pomares	6
<i>Enterovirus</i>	Raízes das plantas	15-60
	Folhas de vegetais	15-60
<i>Ascaris</i> (ovos)	Folhas de vegetais	27-35
<i>Entamoeba histolytica</i> coliformes totais	Folhas de vegetais	2-3
	Folhas de vegetais	12-34
	Folhas de vegetais	35

Fonte: Adaptado de Braile & Cavalcanti (1979).

Coliformes, particularmente o coliforme fecal, são indicativos da possível presença de patogênicos. Os testes de avaliação são relativamente simples e aceitos internacionalmente. Entretanto, deve-se tomar cuidado com efluentes contendo bactérias patogênicas ao utilizar irrigação por aspersão. Os aerossóis formados podem se deslocar para locais bem distantes do ponto de aplicação e, em conseqüência, contaminar aqueles locais. Outro cuidado a ser tomado refere-se ao emprego destes em campos frutíferos; esse emprego só poderá ocorrer nos primeiros anos do plantio, bem antes do período da primeira frutificação. Em frutíferas rasteiras é impossível o seu emprego. De uma maneira geral deve-se evitar o emprego de águas residuárias na irrigação de alimento de consumo humano e animal que possam ser ingeridos cru (irrigação foliar).

Embora as normas e resoluções da EPA e da União Européia estabeleçam algumas condições para aplicação no solo, de modo geral, não há um padrão internacional que regulamente a aplicação de efluentes nesse meio, cada país possui suas próprias “normas” (quando há!), sendo as mesmas baseadas no bom senso e nas considerações de saúde pública.

Os efluentes tratados são considerados seguros para a irrigação de algodão, linho, vegetais para produção de sementes, alimentos para animais e forragem, zonas de bosques e pastos e para várias espécies de vegetais que não representam perigo à saúde pública.

Tabela 13.10 Tempo de sobrevivência de organismos.

Organismos	Meio	Tipo de aplicação	Tempo de sobrevivência
<i>Ascaris ova</i>	Solo	Esgoto	Acima de 7 anos
	Vegetais	CA	27-35 dias
<i>B. typhosa</i>	Solo	CA	29-70 dias
	Vegetais	CA	31 dias
<i>Cholera vibrios</i>	Espinafre	CA	22-29 dias
	Alface e outros vegetais	CA	2 dias
<i>Coliform</i>	Gramma	Esgoto	14 dias
	Tomates	Esgoto	35 dias
<i>Entamoeba histolytica</i>	Vegetais	CA	3 dias
	Solo	CA	8 dias
<i>Hookworm larvae</i>	Solo	Fezes infectadas	6 semanas
<i>Leptospira</i>	Solo	CA	15-43 dias
<i>Polio virus</i>	Água poluída	-	20 dias
<i>Salmonella typhi</i>	Rabanete	Fezes infectadas	53 dias
	Solo	Fezes infectadas	74 dias
<i>Shigella</i>	Tomateiros	CA	2-7 dias
<i>Turbecl bacilli</i>	Solo	CA	6 meses
<i>Typhoid bacilli</i>	Solo	CA	7-40 dias

Fonte: Adaptado de EPA.

A Tabela 13.11 apresenta os dados com referência às águas residuárias industriais aplicadas pelo processo da irrigação, e a Tabela 13.12, às bactérias presentes nos lodos de estações de tratamento de esgoto doméstico.

Normalmente, a desinfecção dos efluentes é feita, no entanto, quando se trata da disposição de lodo. Carrol et al. (1975) admitem que ele já pode ter sofrido alto grau de desinfecção – como alternativa de digestão, o lodo pode ser estabilizado com adição de cal, com a conseqüente elevação do pH até valores de 12 (proporção de 0,25 tonelada de calcário para 1,0 tonelada de lodo).

Assim, os vírus e a maioria das bactérias são destruídos, além dos ovos de parasitas.

Uma outra alternativa de desinfecção pode ser o calor. Temperaturas da ordem de 70°C destroem a maioria de vírus e ovos de vermes.

Tabela 13.11 Recomendações para irrigação com águas residuárias adotadas em diversos países.

Plantações	Califórnia	Israel	África do Sul	Rep. Federal da Alemanha
Pomares e vinhas	Efluentes primários: não é permitida a irrigação por aspersão.	Efluente secundário	Efluente terciário: cloração mais concentrada possível. Não é permitida irrigação por aspersão.	Não é permitida irrigação por aspersão.
Forragem, fibras e sementes para plantas	Efluentes primários: irrigação superficial ou por aspersão.	Efluente secundário: porém, para sementes de vegetais comestíveis não é permitido.	Efluente terciário	Pré-tratamento com grade e decantação. Para irrigação por aspersão: tratamento biológico e cloração.
Alimentos para consumo humano após serem cozidos	Para irrigação superficial: efluente primário. Por aspersão: efluente secundário com desinfecção (menos de 23 coliformes por 100 ml).	Vegetais para consumo humano só com desinfecção.	Efluente terciário	Irrigação até 4 semanas antes da colheita.
Alimentos humanos	Para irrigação superficial: não mais 22 organismos coliformes por 100 ml. Por aspersão: coagulação, filtração e desinfecção. Permitida a turbidez de 10 unidades.	Não podem ser irrigados a menos que se tratem de frutas que devem ser descascadas antes de serem comidas.		Batatas Cereais: irrigação somente no estágio de florescimento.

Fonte: Adaptado de Braile & Cavalcanti (1979).

De acordo com a EPA, há circulação dos microrganismos (bactérias e vírus), principalmente dos patogênicos, no interior do solo, e que em solos granulares as distâncias percorridas por eles excediam a 30,5 m (distância lateral). No entanto, pesquisas mais recentes têm demonstrado que estes valores têm sido ultrapassados e

que chegam a valores próximos dos 100 m, podendo serem excedidos dependendo das condições apresentadas pelos solos.

Tabela 13.12 Número mais provável (NMP/100 ml) de bactérias do lodo do esgoto doméstico.

	Coliforme fecal	<i>Salmonella</i>	<i>Pseudomonas</i>
Primário bruto	$11,4 \cdot 10^6$	460	46.000
Filtro biológico	$11,5 \cdot 10^6$	93	110.000
Lodo ativado	$0,66 \cdot 10^6$	150	100.000
Lodo ativado	$0,32 \cdot 10^6$	7,3	1.000
Digestor anaeróbio	$0,39 \cdot 10^6$	29	34
Digestor em pH \cong 7,8	$32 \cdot 10^6$	460	21.000
Digestor em pH \cong 9,0	$32 \cdot 10^6$	1.500	24.000
Digestor em pH \cong 11,5	$0,014 \cdot 10^6$	< 3,0	< 3,0

Fonte: Adaptado de Carrol et al. (1975).

Para prevenir o risco da saúde pública com reuso de águas, a Universidade Estadual de Michigan, por meio de projeto de manutenção de controle da quantidade de água, EPA, sugere um programa de pesquisa para controle de bactérias e vírus, com os seguintes requisitos:

- Medida do NMP de coliformes, bactérias e vírus após a irrigação.
- Determinação da taxa e da eficiência de remoção durante o processo.
- Monitorar as águas infiltradas e escoadas, por meio de poços de observação ou final de canaletas.
- Monitorar a qualidade da água (padrão de emissão).

13.12 Avaliação da Eficiência dos Diferentes Métodos para Tratamento no Solo

A característica física mais importante para efeitos de aplicação no solo é a quantidade de sólidos totais presentes. Os sólidos incluem materiais suspensos, coloidais e dissolvidos. A importância dos sólidos deve-se à tendência que os mesmos apresentam de obstruir os poros do solo e cobrir com uma camada a superfície do terreno. Uma outra característica física importante é a temperatura. Para alguns tipos de despejos industriais deverá ser necessário o seu resfriamento antes da aplicação no solo. O líquido, ao atingir o solo, deverá ter temperatura máxima na ordem de 36°C.

Na Tabela 13.13, referenciada na EPA, são apresentadas as possíveis e prováveis qualidades dos efluentes tratados pelos diferentes métodos. Pode ser observado o grau de remoção de vários constituintes dos esgotos tipicamente domésticos – entre

eles o nitrogênio e o fósforo. Os valores da redução da DBO e sólidos totais são igualmente significativos.

Tabela 13.13 Qualidade provável da água recuperada pelos métodos de aplicação de esgoto doméstico no solo.

Características	mg/l		
	Irrigação	Infiltração-percolação	Escoamento superficial
DBO	1-2	2-5	5-10
Sólidos suspensos	1-2	1-2	8-10
N-NH ₃	0,5-1	0,5-1	0,5-1
N _{TOTAL}	2-4	10-15	2-5
P _{TOTAL}	0,1-0,5	0,1-0,5	3-5

Fonte: Adaptado de EPA.

Sistema de Tratamento no Solo com Aplicação por Infiltração-Percolação

O tratamento de despejos pelo método da infiltração-percolação reduz sensivelmente as concentrações de DBO, DQO, SS, N e P na água infiltrada no solo. Taxas de até 750 kg DBO/ha · dia podem ser lançadas sobre os terrenos. Este valor é consideravelmente seguro se se tratar de despejos da indústria alimentícia, principalmente se a estação de colheita e industrialização dura poucos meses. Para emprego deste método sugere-se que sejam observadas as recomendações de Taylor & Neal, na Seção 14.5, Capítulo 14, Andreoli (1996), Bidone et al. (1995), Sampaio (1994) e Braga.

Sistema de Tratamento no Solo, com Aplicação por Irrigação, Usando Água Residuária Industrial

No Brasil, não há notícia da aplicação de esgoto doméstico no solo por este método, no entanto o emprego da água residuária industrial já é uma realidade para as usinas açucareiras. Vieira, em seu artigo “Efeito Sanitário da Fertilização com Vinhaça na Cultura de Cana-de-açúcar (*Saccharum spp*)”, descreve a disposição da vinhaça no solo, em culturas de cana-de-açúcar, por meio da aspersão com objetivos de irrigação. Essa pesquisa foi realizada em áreas agrícolas da Usina Iracema, Cia. Industrial e Agrícola Ometto, no Município de Iracemápolis, Estado de São Paulo. Os equipamentos de aspersão utilizados foram os de montagem direta, com uso de canhão hidráulico. E a fertirrigação foi fixada em função da capacidade de retenção da água pelo solo. Pesquisas mais recentes desse autor têm-se revelado altamente promissoras no tratamento de efluentes cítricos do solo, utilizando irrigação por sulcos largos de infiltração e vegetação de eucaliptos da variedade *Grandis*.

De modo geral, os resultados obtidos nessas experiências revelaram que a fertirrigação com vinhaça e a irrigação por sulcos em citros, aplicada de acordo com a capacidade de retenção do solo, não causam grande problema de poluição à água temporariamente retida no subsolo.

Nos projetos para a verificação da eficiência, devem ser tomadas amostras no interior do solo a diferentes profundidades (0,5; 1,0; 1,5; e 2,0 m). A água de irrigação será retirada do solo, ao se aplicar vácuo, por meio de uma bomba manual, em um dispositivo denominado sonda, que são devidamente instalados nessas profundidades. Estas sondas são normalmente constituídas de PVC de 12,5 mm de diâmetro, de vários comprimentos, possuindo, em uma das pontas, uma ponteira de material de porcelana porosa. A pressão no êmbolo da bomba deve ser feita sob controle e varia de acordo com o tipo de solo e da espécie vegetal.

Sistema de Tratamento no Solo, com Aplicação por Escoamento Superficial, Usando Esgoto Doméstico

Hinrichs (1980) apresenta considerações sobre o tratamento de esgotos domésticos pelo sistema do escoamento superficial, na cidade de Utica, Mississippi. O sistema é pequeno, operando continuamente com $76 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}$ de efluente de uma lagoa. Este sistema foi basicamente destinado à pesquisa e executado em cooperação com a EPA e o Corpo de Engenheiros, ambos norte-americanos. As características do sistema são apresentadas na Tabela 13.14, bem como as características do efluente da lagoa que alimenta o sistema do escoamento superficial.

Para executar este tratamento foram construídos 24 tabuleiros de 4,6 m de largura por 46 m de comprimento, com declividades de 2%, 4% e 8%. As taxas de aplicação e os períodos de aplicação foram controlados automaticamente nos 24 tabuleiros.

Diferentes variedades de gramas foram utilizadas em cada tabuleiro. A poda da grama era efetuada três ou quatro vezes por ano. Não foi constatada nenhuma adversidade no sistema que tenha sido provocada pela poda da grama, nem mesmo o desenvolvimento biológico requerido pelo tratamento.

A aplicação de esgoto no tabuleiro é feita com o auxílio de bocais na tubulação de distribuição capazes de garantir uma vazão de 3,5 a $21,2 \text{ m}^3/\text{h}$. O tempo de aplicação é controlado por uma válvula solenóide. Os períodos de aplicação nos tabuleiros foram estabelecidos em 6, 18 e 24 h/dia para uma frequência de 5 a 7 dias/semana, com a carga hidráulica variando entre 1,27 e 5,08 cm/dia.

Tabela 13.14 Características do escoamento superficial de Utica (EUA).

Tipo de água residuária: esgoto doméstico
Capacidade: 76 m ³ /d
Área de terra: 0,5 ha
Pré-tratamento: lagoa facultativa
Desinfecção: nenhuma
Armazenamento (equalização): nenhuma
Tipo de solo: siltes, argiloso, arenoso
Método de aplicação: tubos perfurados
Controle de vazão: válvula solenóide elétrica
Vegetação: mistura de gramas (<i>reed canary, Kentucky 31 tall fescue, perennial rye grass, common Bermuda</i>)
Declividade do tabuleiro: 2,4% a 8%
Taxa de aplicação: 6,5 a 18,0 cm/semana
Período de aplicação: 6, 8, 18, 24 h/d e 5 e 7 d/semana
Precipitação anual: 137 cm
Temperatura
Média max.: 24°C
Média min.: 12°C

Fonte: Adaptado de Hinrichs et al. (1980).

Para eliminar qualquer possibilidade de proliferação de mosquitos, teve-se o cuidado de não se permitirem depressões no terreno a fim de que não se armazenassem efluentes e, em conseqüência, evitar o ambiente propício ao seu desenvolvimento.

O sistema de tratamento pelo método do escoamento superficial, em Utica (EUA), vem sendo operado desde 1971 e não tem apresentado, até os dias atuais, qualquer tipo de problema. As Tabelas 13.15 e 13.16 apresentam os resultados da eficiência de remoção para alguns parâmetros.

Figueiredo (1982), pesquisando na área experimental da Universidade da Califórnia – Davis, EUA – e usando esgotos domésticos provenientes do tratamento primário, utilizou taxa de aplicação de 0,16 m³/h · m, período de aplicação de 8 h/dia e freqüência de aplicação de 5 dias/semana, obtendo os valores apresentados na Tabela 13.17.

Os parâmetros taxa, período e freqüência de aplicação são de extrema importância no projeto deste sistema, pois deles dependerá sua eficiência. Segundo Smith (1982), a taxa de aplicação de esgotos é provavelmente o parâmetro de maior influência na eficiência do processo.

Tabela 13.15 Características do efluente de esgoto doméstico da lagoa de Utica (EUA).

Parâmetro	Intervalo	Média
DBO, mg/l	6-37	22
SS, mg/l	8-75	35
N total, mg/l	–	20*
P total, mg/l	5-15	10#
Coliformes fecais/100 ml Verão	5.000-12.000	5.000
Coliformes fecais/100 ml Inverno	600-8.000	1.000
Cu, mg/l	–	0,10**
Ni, mg/l	–	0,10**
Cd, mg/l	–	0,05**
pH	7-11	

*Adição de N como NH_4Cl , $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$.

Adição de P como $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$.

** Adicionado.

Fonte: Adaptado de Hirinchs et al. (1980).

Tabela 13.16 Resultados de tratamento em Utica (EUA) – 1976-1977.

Parâmetro	Efluente lagoa mg/l (média)	Carga hidráulica cm/semana	Declividade %	Remoção %
DBO, mg/l	22	6,5	2, 4, 8	
SS, mg/l	35	6,5	2, 4, 8	
Coliforme fecal/100 ml Verão	5.000	6,5	–	(sem registro)
Coliforme fecal/100 ml Inverno	1.000	6,5	–	50
		18,0	–	80

Fonte: Adaptado de Hirichs et al. (1980).

Tabela 13.17 Resultados médios do tratamento no solo pelo método do escoamento superficial, em Davis, Califórnia.

DBO mg/l			SS mg/l		
Afluente	Efluente	% de remoção	Afluente	Efluente	% de remoção
72	8	89	73	8	89

Fonte: Adaptado de Figueiredo (1982).

Referências Bibliográficas

- ANDRADE NETO, C. (1992). O uso de esgotos sanitários e efluentes tratados na irrigação. In: 9º Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem (IX CONIRD-ABID). v.2, p.1961-2006.
- ANDREOLI, F.N. (1996). *Estudo da influência da taxa de aplicação e profundidade do leito filtrante do desempenho do processo de infiltração rápida, para tratamento secundário de esgoto sanitário*. Vitória, ES, 96p. Dissertação (Mestrado), CT – UFES.
- BIDONE, F.R.; SANTOS, C.A. (1991). Tratamento de esgotos por bacias de infiltração: o caso prático de Capão da Canoa, RS. 16º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. *Anais*. v.2, Tomo I, p.317-325.
- BRAGA, F.S. *Disposição de esgotos sanitários por infiltração rápida, sob condições de campo de laboratório, em solo arenoso de região litorânea*. Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos.
- BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A., (1979). *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. São Paulo, CETESB, 763p.
- CARROL, T.E. et al. (1975). *Review of landspreading of liquid municipal sewage sludge*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), EPA, Technology Series, Cincinnati, Ohio, 95p.
- ECONOMIC AND TECHNICAL REVIEW REPORT (1975). *Spray irrigation of treated municipal wastewater*. Environmental Protection Service, University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canadá.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (1976). *Land treatment of municipal wastewater effluents, case histories*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 79p.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (1976). *Land treatment of municipal wastewater effluents, Design Factors*. IUS. Environmental Protection Agency (EPA), 49p.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (1976). *Land treatment of municipal wastewater effluents, Design Factors*. II U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 72p.

- FIGUEIREDO, R.F. (1982). *Effects os rainfall on the performance of the overland flow wastewater treatment process*. Davis, Califórnia, 144p. Ph. D. Thesis – Department of Civil Engineering, University of California.
- HINRICHS, D.J. et al. (1980). *Assessment of current information on overland flow treatment of municipal wastewater*. U.S. Environmental Protection Agency MCD – 66 (EPA), Washington, D.C., 81p.
- LOEHR, R.C.; OVERCASH, M.R. (1985). Land treatment of wastes: concepts and general design. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 111 (2): 141-160.
- RAIJ, B.V.; QUAGGIO, J.A. (1983). *Métodos de análise de solo para fins de fertilidade*. Boletim técnico n.81, Campinas, R. Vieira Gráfica e Editora Ltda., 35p.
- RAIJ, B.V.; ZULLO, M.A.T. (1977). *Métodos de análise de solo*. Circular n.63, Campinas, Instituto Agrônômico de Campinas (IAC), 17p.
- RAIJ, B.V. et al. (1987). *Análise química do solo para fins de fertilidade*. Campinas, Fundação Cargil/Instituto Agrônômico CPA.AS, SP, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (Unesp, Jaboticabal), 170p.
- SÃO PAULO (ESTADO) (1984). DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. *Capacitação Básica em Irrigação*. Programa de treinamento técnico, São Paulo, DAEE.
- SAMPAIO, S.P. (1994). *Contribution a Letude du Traitement de EAUX Residuaires Urbaines par Infiltration – Percolation sur massif sableux*. These (Doutorat) – L'Universite Paris, XII, 293p.
- SMITH, R.G. (1982). *The overland flow process*. Environmental Progress, University of California, Davis, Califórnia, Separata, p.195-205.
- SMITH, R.G.; SCHROEDER, E.D. (1983). Physical design of overland flow systems. *Journal of water pollution control federation*, Nova York, 55 (3): 255-260.
- TUCKER, D.L.; VIVADO, N.D. (1980). Design of overland flow system. *Journal of water pollution control federation*, Nova York, 52 (3): 559-567.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1981). *Process design manual for leand e treatment of overland flow*. EPA 625/1-81-031A, Cincinnati, Ohio.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1982). *Waster treatment/disposal for small communties*, EPA 625/R-92/005, Cincinnati, Ohio, 110p.
- VAISMAN, I. et al. (1981). *Reducing ground water pollution from municipal wastewater irrigation of rhodes grass: grown and sand dunes*. *Journal of environmental quality*. Madison, WI, 10 (4): 434-439.

Capítulo 14

Tecnologia do Tratamento de Águas Residuárias no Solo: Infiltração Rápida, Irrigação e Escoamento Superficial

*Bruno Coraucci Filho, Carlos Augusto Lemos Chernicharo,
Cícero Onofre de Andrade Neto, Edson Abdul Nour,
Fabiana De Nadai Andreoli, Hênio Normando de Souza, Luiz Olinto Monteggia,
Marcos Von Sperling, Manoel Lucas Filho, Miguel Mansur Aisse,
Roberto Feijó de Figueiredo e Ronaldo Stefanutti*

14.1 Introdução

A disposição de esgotos no solo, na verdade, pode ser uma forma de disposição final ou de tratamento, ou ambas.

Parte das águas dos esgotos dispostos no solo incorpora-se às plantas e ao próprio solo, umedecendo-o; a parte excedente, geralmente a maior, encaminha-se à recarga do lençol subterrâneo e à evapotranspiração (disposição final) ou finalmente escoam até um corpo, ou curso, d'água, porém sempre em melhor grau de pureza devido à ação (tratamento) do sistema solo-plantas.

Os sólidos, orgânicos e minerais, são retidos no solo por ação física (filtração), onde também ocorrem fenômenos químicos e bioquímicos de transformação. Quando não saturam, revitalizam a composição do solo, sendo benéficos às plantas que os absorvem, transformando-os em biomassa vegetal. Os microrganismos da camada superior do solo são ativos e, quando há cobertura vegetal, ocorre a participação das plantas em todos os fenômenos.

A disposição de esgotos, brutos ou pré-tratados, no solo interpõe-se ao curso d'água a ser preservado, em uma área restrita, fácil de confinar e controlar, e de forma altamente eficiente na remoção de poluentes e contaminantes.

Em suma, o sistema solo-microrganismos-plantas pode estabilizar o esgoto sanitário e, além de “proteger” os corpos d'água a jusante, fornecer nutrientes para as plantas que os utilizariam no seu processo de crescimento.

A disposição de esgotos no solo é uma atividade essencialmente de reciclagem, inclusive para a água, e viabiliza a utilização do potencial hídrico e dos nutrientes presentes nos efluentes líquidos, empregando a natureza como receptora de resíduos e geradora de riquezas. É um processo que pode ser considerado como de tratamento e reuso, ao mesmo tempo.

Enquanto aumentam a extensão de terras áridas e a escassez de fertilizantes, em nível mundial, considerar os nutrientes contidos nos esgotos como um rejeito é simplesmente paradoxal.

“A agricultura utiliza maior quantidade de água e pode tolerar águas de qualidade mais baixa do que a indústria e o uso doméstico. É, portanto, inevitável que há crescente tendência para encontrar na agricultura a solução para os problemas relacionados com a eliminação de efluentes” (Ayers & Wesycot). Inclua-se a agropecuária.

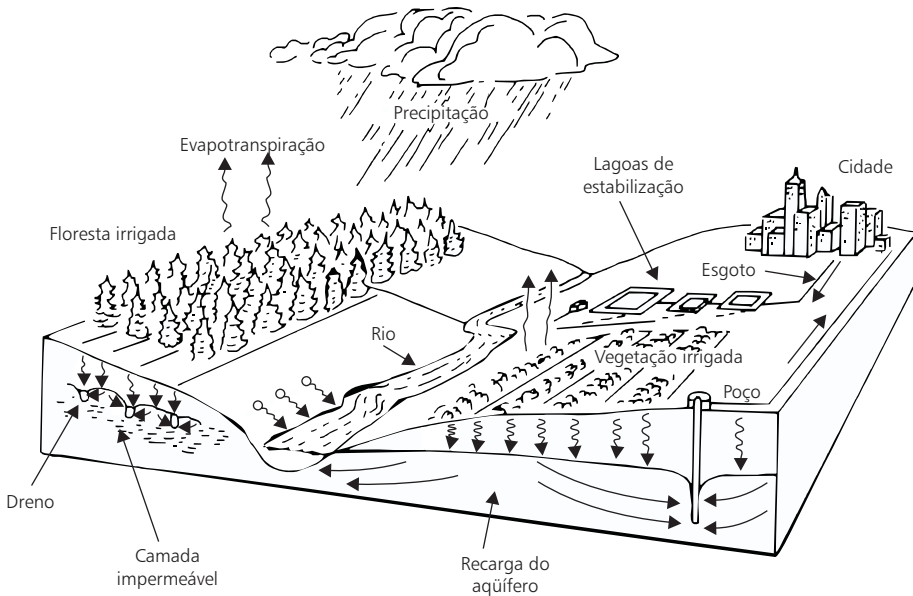
“A limitação principal é a composição química. O uso deve ser planejado para controlar, a longo prazo, os efeitos da salinidade, solidicidade, nutrientes e oligoelementos sobre os solos e as culturas” (Ayers & Westcot).

Para o uso de esgotos sanitários, essencialmente domésticos, a preocupação é apenas com o excesso de nutrientes.

“A composição típica de esgotos provenientes de atividades urbanas, predominantemente não industriais (esgotos municipais), não apresenta nenhum dos elementos (SIC) potencialmente tóxicos ao solo nas concentrações em que estes se tornam perigosos e, por isso, não há restrições ao seu tratamento por disposição no solo.” (NUCCI et al., citando Ferguson, A. H. – Acceptability of wastewater effluents by soils. In: *Land treatment and disposal of municipal and industrial waste water*. Sanks, R. L. e Asano. T. Ann Arbor (ed.), Michigan.) Muitos outros autores também afastam quaisquer riscos, inclusive de excesso de nutrientes.

A Figura 14.1 mostra uma possível aplicação dos esgotos domésticos no solo e a reciclagem atmosférica das águas. Conceitualmente, a água aplicada sobre a superfície do terreno pode ser parcialmente perdida pela evaporação e pela evapotranspiração, infiltrar-se no solo recarregando ou não os lençóis subterrâneos ou drenar para as

águas superficiais. Nestes movimentos, poluentes serão removidos pelo solo e muitos nutrientes, pelas plantas, mantendo, dependendo das condições, a qualidade das águas superficiais e subterrâneas.



Fonte: Adaptado de EPA.

Figura 14.1 Aplicação de efluentes no solo: concepção.

Geralmente não há restrições químicas quanto à qualidade dos esgotos sanitários para irrigação. Efluentes de lagoas de estabilização também são geralmente benéficos. Contudo, é necessário que a disposição dos esgotos se faça sem promover o excesso de nutrientes no solo.

Quanto aos riscos sanitários, Andrade Neto (1992) mostra uma análise de riscos para a saúde e proteção (aspectos de saúde pública) quando da utilização de esgotos ou efluentes tratados em irrigação, que é, basicamente, válida, também, para outras formas de disposição de esgotos no solo. Os riscos são menores do que geralmente se imagina e perfeitamente controláveis.

Com a disposição dos esgotos no solo, consegue-se não só a eficiência pretendida pelos tratamentos convencionais terciários, a custos muito menores, como a utilização dos nutrientes dos esgotos como fertilizantes e o reuso da água para vários fins.

Dispensa equipamentos e edificações, e dos investimentos resultam plantações de capim, culturas de grãos e até flores, constituindo, sem dúvida, um grande avanço no campo sanitário-econômico. Na análise econômica, deve-se considerar o destino final dos investimentos financeiros e o retorno social.

Há que se atentar, contudo, que mesmo sendo incontestável a viabilidade do processo como alternativa, não se trata de panacéia para o problema do tratamento dos esgotos. Há restrições ao seu uso. Porém, jamais deveria ser desconsiderado na seleção de alternativas, mesmo quando necessária alguma estrutura de transporte até a área adequada.

A pequena experiência brasileira com essas técnicas recomenda atitude prudente na sua aplicação. Cada caso deve ser estudado detalhadamente. Mas isso não é empecilho, pois o conhecimento internacional, e mesmo nacional, é suficiente para que se estimule a sua implementação com competência.

A retomada dos métodos de disposição de esgotos no solo se faz atualmente em larga escala e com grande sucesso em todo o mundo. Muitos são os exemplos de velhos casos, ainda em pleno uso, e de novos sistemas que são implantados com grande intensidade.

Rafael Bastos, em recente trabalho, apresenta vários exemplos e destaca: o caso de Israel, “onde cerca de 70% do volume de águas residuárias é utilizado para irrigação após tratamento, principalmente no cultivo de algodão”. A “Werrabee Farm”, na Austrália, “em funcionamento desde 1897, que hoje opera um sistema de tratamento por escoamento superficial no solo, recebendo cerca de 250.000 m³/dia de efluentes em 5.000 ha e permitindo a posterior pastagem de rebanho de 13.000 bovinos e 3.000 ovinos”. A Cidade do México, “da qual cerca de 45 m³/seg de águas residuárias, combinadas a outros 10 m³/seg de águas pluviais, são utilizados para irrigar 80.000 ha a 60 km da região metropolitana por meio de um complexo sistema de canais e reservatórios”. A Arábia Saudita e a Tunísia, “que apresentam como meta o reuso da totalidade de efluentes domésticos produzidos”.

No Peru, o Programa Nacional de Reuso das Águas Residuárias para Irrigação, que “prevê a implantação por etapas de 18.000 ha de área irrigada”, entre outros exemplos. O autor lembra que certamente outras experiências, em maior ou menor escala, ocorrem disseminadas em todo o mundo.

O Brasil oferece condições excepcionalmente favoráveis para a disposição de esgotos no solo, tanto pela disponibilidade de áreas em sua grande extensão territorial como pelas condições climáticas adequadas, entre outros fatores convenientes.

14.2 Armazenagem e Fator Climático

A avaliação dos fatores climáticos, como a precipitação, evapotranspiração e temperatura, são importantes para poder estabelecer o balanço de água. Pode-se, em função disso, definir o número de dias que o sistema ficará inoperante e, assim, determinar a necessidade de desenvolver capacidades de armazenamento em tanques que conterão os despejos nesse período.

A armazenagem com objetivos de irrigação de uma determinada cultura é função das variações das condições atmosféricas, do turno de rega e da área de plantio. Além desses, há necessidade de verificar se a cultura é perene ou não.

O fator climático e a armazenagem também são objetos de avaliação no emprego dos métodos da infiltração, da irrigação e do escoamento superficial, sendo necessária uma análise preliminar antes de sua aplicação.

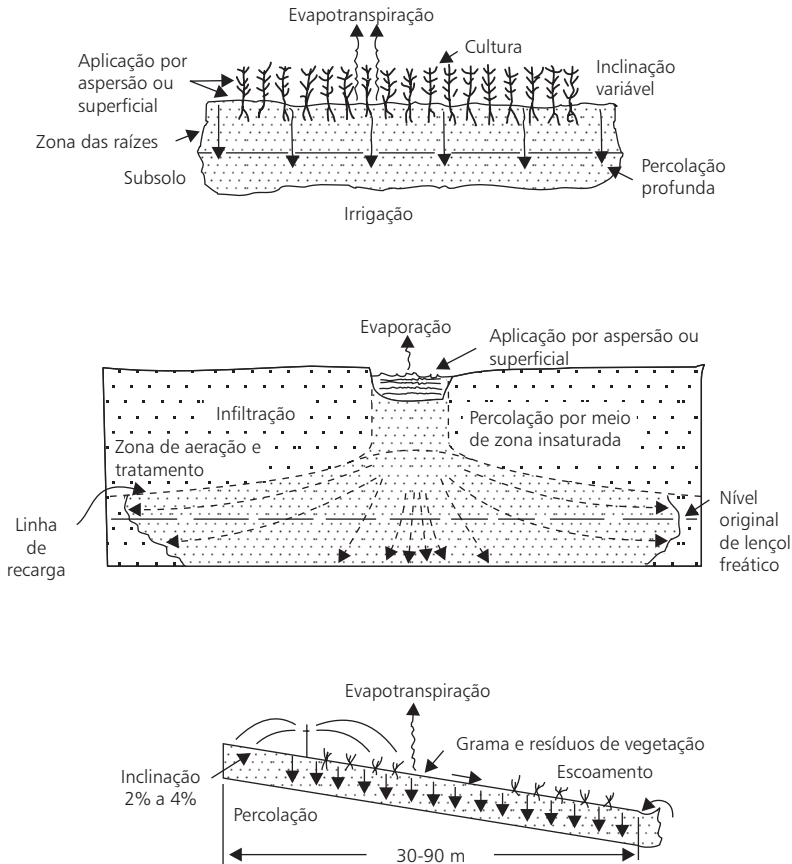
Nas seções seguintes, que se referem às descrições dos métodos de aplicação no solo, serão apresentados esquemas que mostram a distribuição aproximada da água nesses sistemas de tratamento, indicando os diferentes caminhos da água (eventualmente efluentes) no solo para os seus reservatórios naturais.

14.3 Descrição dos Métodos de Aplicação

O sistema de tratamento de efluentes no solo pode ser realizado por meio de vários métodos de aplicação, que usam processos físicos, químicos e biológicos, podendo citar como principais: infiltração-percolação, irrigação e escoamento superficial em extensão à disposição de lodos provenientes de ETEs. Em relação à irrigação, esta pode estar subdividida em irrigação de baixa taxa, que são os sulcos e os aspersores, e irrigação de alta taxa, que é a da inundação. Todos eles são empregados com sucesso no tratamento de esgotos domésticos e de alguns tipos de despejos industriais (EPA, Metcalf & Eddy, entre outros).

A qualidade da água após o tratamento varia em função de vários fatores, entre eles o clima, condições geológicas e topográficas, das características do solo, tipo de vegetação, disponibilidade da área de terreno, sistema de manutenção e, especialmente, das características e das quantidades de águas residuárias líquidas e da taxa de aplicação, de acordo com o método adotado.

Na Figura 14.2 são apresentados os esquemas usuais dos métodos de aplicação de despejos líquidos para tratamento no solo.



Fonte: Adaptado de EPA.

Figura 14.2 Métodos de aplicação de despejos para tratamento no solo.

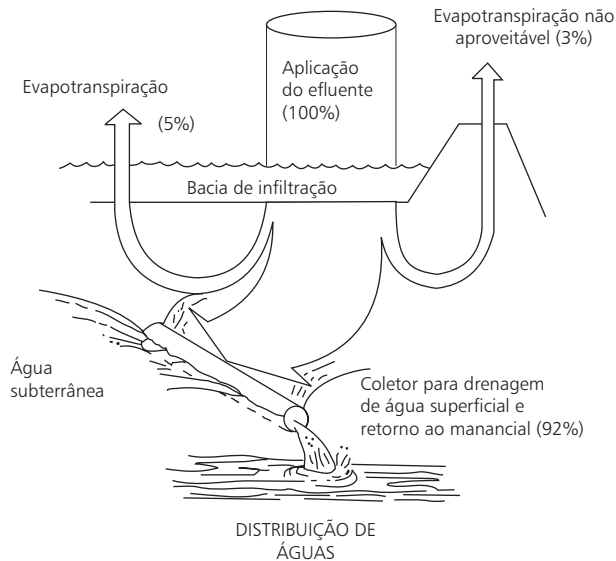
14.4 Infiltração-Percolação

O sistema de tratamento de despejos pelo método de infiltração-percolação é aquele que requer menor área de solo e é excelente para recarregar os lençóis subterrâneos de água. O efluente produzido é naturalmente encaminhado para as águas subterrâneas, mas pode ser recuperado por drenos, com o seu reúso na irrigação, recreação ou uso industrial.

A taxa de aplicação é alta – a mais alta de todos os métodos de disposição no solo –, podendo esta aplicação perdurar por vários dias e até semanas, desde que a textura do solo permita a drenagem.

O crescimento da vegetação poderá ou não ocorrer, o que não interfere na eficiência do processo. Entretanto, o crescimento da vegetação não é objetivo deste sistema.

A distribuição aproximada da água nesses sistemas de tratamento indica os diferentes caminhos da água no solo e é apresentada na Figura 14.3.



Fonte: Adaptado de EPA.

Figura 14.3 Esquema de distribuição da água aplicada em solo pelo método da infiltração-percolação.

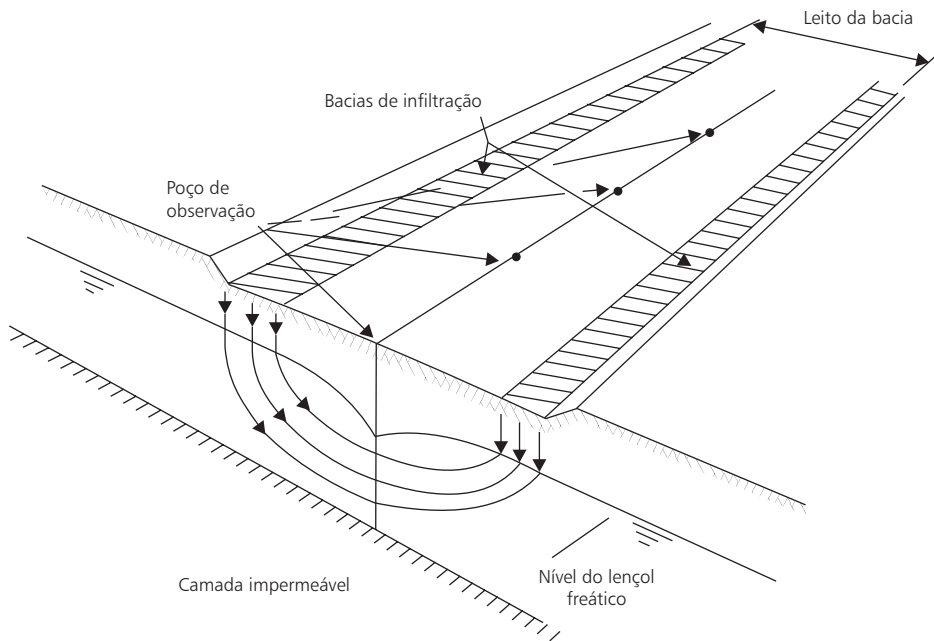
O método em questão pode ser sempre utilizado, independente do tipo de clima, exceção feita a solos que ocasionalmente contêm cobertura de neve. É dependente do tipo e da geologia do solo, exigindo que estes sejam muito permeáveis, com formação geológica extensa. A seleção de local é baseada em três critérios principais: adequada topografia, disponibilidade de área e a capacidade de tratabilidade do solo (EPA, 1992).

A tratabilidade está associada à textura, à estrutura e à espessura da camada não saturada do solo. A remoção dos poluentes de águas residuárias é feita por meio da “filtração” das substâncias contidas nos efluentes pelos solos, quando aquelas águas residuárias percolam por meio dele. A capacidade de remoção de nutrientes pelo solo e pela vegetação é limitada quando se usa alta taxa de aplicação. Os resultados de eficiências deste sistema são influenciados pelas características do local e do esgoto a ser utilizado, como também pelos parâmetros de projetos definidos para implantação (taxa de aplicação, ciclo de operação, dentre outros) (EPA, 1992). Assim, é comum

recorrer-se a estudos em modelos reduzidos e instalações-piloto para a obtenção de parâmetros complementares de projeto.

Andreoli (1996), adotando taxas de aplicação variáveis com a profundidade de leito filtrante, utilizando pilotos de laboratórios com alturas de 40, 80 e 120 cm de areia média da região litorânea do Espírito Santo e ciclo operacional constituído de dois dias de aplicação e cinco de descanso, obteve resultados de eficiências de remoção DQO e SS variando entre 80% e 90%.

Nesse caso, para utilização em projetos, são ainda necessárias pesquisas para determinar o valor dessas taxas em relação ao tipo de solo. Neste sistema os efluentes são lançados em valas (bacias de infiltração) e a determinação da qualidade da água percolada é avaliada por sondas (estações de monitoramento posicionadas em poços de observação, como mostra a Figura 14.4), com diferentes profundidades e localizadas na área daquele solo.



Fonte: Adaptado da EPA.

Figura 14.4 Sistema de bacias de infiltração com poços para bombeamento da água renovada.

A aplicação do efluente no solo é feita por descarga direta (sulcos, canais, tubulações perfuradas etc.) ou por aspersores de alta capacidade. O tratamento físico, químico e biológico ocorre devido à passagem do efluente pela matriz do solo, tendo como objetivos:

- Recarga de lençóis subterrâneos.
- Renovação na qualidade da água, pois devido à sua infiltração (movimentos verticais e laterais no interior do solo) haverá a recarga dos lençóis subterrâneos e das águas superficiais.
- Reutilização dessa água para atender a diferentes usos e finalidades.

A tendência desse sistema é a de perder, com o passar do tempo, a sua capacidade drenante e eficiência com possível intumescimento; a salinização do solo pela presença de sais existentes nos esgotos ou originados durante o processo; e, também, devido à colmatção daqueles solos.

A carga hidráulica de aplicação é muito variada, porque depende do tipo e da geologia do solo, e seus valores variam de 0,2 cm/dia a 30,0 cm/dia. O ajuste da carga hidráulica pode levar em consideração o limite de DBO entre 21 e 126 kg/ha/dia (EPA), capacidade de infiltração do solo, capacidade de drenagem do solo e tempo de secagem após cada aplicação. Este último objetiva à aeração do solo, que é indispensável para os processos, por exemplo, de oxidação da matéria orgânica e nitrificação.

Segundo Braile & Cavalcanti, a área necessária para o tratamento de um volume de 3.800 m³ de despejos aplicados a uma carga hidráulica de 15 cm/dia é de aproximadamente 24 ha.

Esse sistema reduz sensivelmente teores de matéria orgânica, de sólidos suspensos e intensidade de odor na água renovada; sendo por isso muito desejado. A estabilização da matéria orgânica no solo ocorre em condições aeróbias, proporcionando eficiências bastante elevadas. Os sólidos suspensos devem passar por uma seleção na qual são removidos os sólidos grosseiros. Braga, nos seus estudos preliminares, comprovou a necessidade de decantação prévia do esgoto (por exemplo, em tanques ou lagoas de sedimentação) para evitar uma rápida colmatção superficial. Já Andreoli, em estudos realizados com pilotos de laboratórios, concluiu que, com aumento da colmatção superficial, ocorrerão maiores tempos de percolação do esgoto, melhorando a qualidade do efluente.

Geralmente, para evitar contaminação do local, é usada a desinfecção do despejo quando a disposição deste for feita com aspersores, devido à possibilidade de os aerossóis atingirem a circunvizinhança. Vários estudos têm mostrado que essa prática é muito eficiente na redução de bactérias patogênicas. Entretanto, hoje em dia esse procedimento tem sua eficiência questionada se houver poços de abastecimento de água nas proximidades, devido à formação dos trihalometanos, que poderão causar maior risco de contaminação.

É necessário verificar os critérios de aplicação dos despejos de acordo com as características dos locais para o tratamento, apresentadas no Capítulo 13, que deverão ser consultadas para elaboração de projetos e desenvolvimento de pesquisas, e são

recomendados pela EPA. Normalmente, funciona com taxas de aplicação superiores a 10 cm/semana e operação descontínua para melhorar a eficiência e evitar problemas de saúde pública. Resumidamente, algumas considerações a esse método podem ser descritas:

- Taxas de aplicação variando de 10 a 300 cm/semana, com turno de rega de 9 horas a 2 semanas e drenagem no solo, sem aplicação de efluente, no intervalo de 1 dia a 3 semanas;
- Área necessária: função do projeto, do turno de rega e do período de drenagem. Variam de 0,4 ha a 4,0 ha para as taxas descritas, podendo, se necessário, ser maior;
- Manutenção da superfície: alguns sistemas requerem limpeza de superfície continuamente, outros anualmente.

Segundo Culp et al. (1979), o emprego desse método é propício quando se utiliza o tratamento combinado. O tratamento convencional de águas residuárias domésticas e industriais seguidos de tratamento no solo pelo método da infiltração-percolação, ou da irrigação por inundação (para alguns tipos de efluentes), reduz custos e resolve problemas de disposição final de resíduos. Os lodos advindos dos processos de tratamento também devem ser aplicados no solo e, se possível, com objetivos agrícolas.

No emprego desse método, Taylor & Neal (1982) recomendam que, no terreno escolhido para a disposição dos despejos, sejam abertas valas (tanques rasos ou bacias de infiltração) com profundidade variando entre 1,0 e 1,5 m. Sugerem no mínimo 3 valas, construídas em série, com tamanho adequado a serem preenchidas no tempo de 2 a 3 dias com água residuária e deixá-los infiltrar nos 7 a 9 dias seguintes. Nesse intervalo de tempo, as outras valas são preenchidas de maneira a dar a devida continuidade ao processo. Os autores salientam que esse método é, em muitos aspectos, semelhante ao sistema de tratamento por bateladas. Ocupam pequena área – é a menor de todos os métodos de aplicação no solo –, não possuem vegetação envolvente, exigem condições adequadas para ocorrer a rápida infiltração e não são convenientes para águas com alta concentração de sólidos.

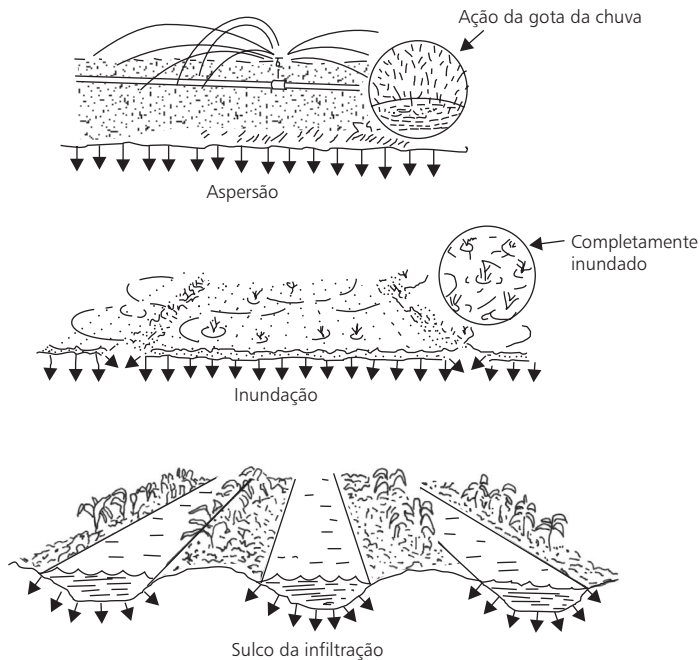
14.5 Irrigação

O método da irrigação utilizando águas residuárias industriais é, nos dias atuais, um dos métodos mais viáveis, devido aos benefícios imediatos que podem ser alcançados, entre eles o de natureza econômico-financeira. É um método viável, no sentido de sua aplicação prática, com a adequada disposição final dessas águas. Garantem a produtividade da colheita, por causa da fertirrigação, e a preservação da qualidade ambiental, devido à proteção das águas superficiais, evitando lançamentos diretos nos corpos d'água.

A aplicação dos despejos sobre o terreno, dentro das condições de projeto, favorece o crescimento da vegetação, porque os fatores limitantes são alcançados, dadas as condições existentes de nutrientes e água, abundantes e tão necessários às plantas. A aplicação dessa irrigação permite antecipar ou retardar colheitas, tornando possível mais de um plantio anual. A ação de tratamento se dará por processos físicos, químicos e biológicos, tendo como reator desse sistema de tratamento o solo e as raízes das plantas. A água residuária industrial ou o esgoto doméstico, se convenientemente dispostos, podem ser usados em culturas diversas: em vegetações perenes, como bosques, florestas, e pastos, e, com algum cuidado, em árvores frutíferas.

A aplicação dos despejos líquidos sobre os terrenos pode ser feita utilizando várias técnicas da irrigação, ilustradas na Figura 14.5 com os seguintes propósitos:

- Reduzir o uso de adubos químicos.
- Economia de custos e investimentos.
- Conservação de áreas verdes, parques etc.



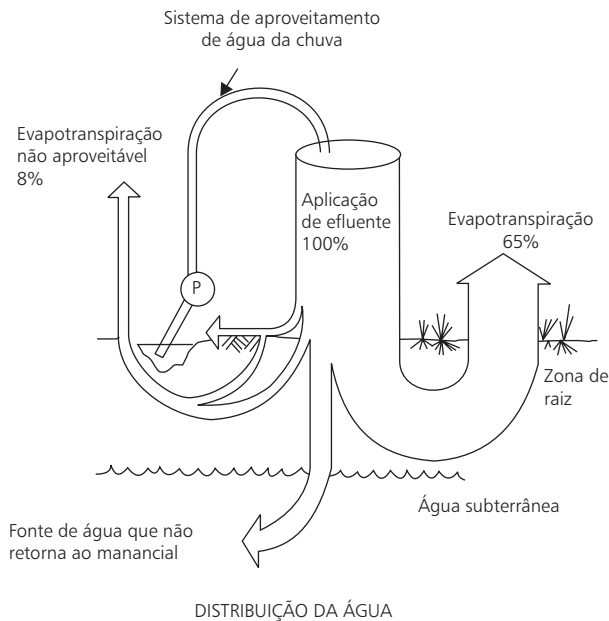
Fonte: Adaptado de *Economic and Technical Review Report*.

Figura 14.5 Técnicas de aplicação de águas residuárias no solo.

A escolha da cobertura vegetal do solo é muito importante nos sistemas de irrigação, pois, além de prevenir a erosão do solo, previne também a sua superfície, se desprotegida, da ação de gotas de água das chuvas que é danosa à sua estrutura física.

A estrutura das raízes dessa vegetação também auxilia na manutenção da infiltração, promovendo a expansão do solo e a dispersão de materiais que possam entupi-lo. As plantas são as grandes responsáveis pela remoção de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio. A remoção das substâncias orgânicas dos despejos é obtida principalmente pelos microrganismos dos solos e, eventualmente, por aqueles existentes nos próprios efluentes.

Nos sistemas de irrigação, a parte líquida dos despejos é perdida para a atmosfera pela evapotranspiração ou pela percolação para o interior do solo, sendo a sua grandeza relacionada à técnica de irrigação utilizada. Normalmente, na irrigação por aspersores, a evapotranspiração é igual ou superior à percolação. A Figura 14.6 mostra a distribuição aproximada da água nesses sistemas.



Fonte: Adaptado de EPA.

Figura 14.6 Esquema da distribuição da água aplicada em solo pelo método da irrigação (baixa taxa).

Um terreno argiloso-siltoso, com boa drenagem, adapta-se melhor ao sistema de irrigação de baixa taxa, particularmente nos locais onde a produtividade é o objetivo principal. Contudo, solos de vários terrenos a serem escolhidos devem ter o nível do lençol subterrâneo a mais de 1,5 m de profundidade, principalmente os de constituição argilosa, a fim de prevenir a possibilidade da saturação da região das raízes.

Em locais onde a irrigação, com águas residuárias, com objetivos agrícolas é viável, algumas culturas podem ser irrigadas com taxas de aplicação de 2,5 cm/semana a 7,5 cm/semana. Em outros locais, onde a irrigação não é muito valorizada, as taxas hidráulicas podem ser maximizadas. Em algumas culturas, que podem crescer sob condições de alta taxa de aplicação, são empregados valores de 6,2 cm/semana a 10,0 cm/semana, de acordo com a EPA. Segundo Braile & Cavalcanti, as cargas hidráulicas normalmente variam de 0,3 cm/dia a 1,5 cm/dia, compreendendo, respectivamente, áreas específicas de 64 a 395 m²/m³/dia, acrescidas de uma área destinada ao tamponamento.

A característica bacteriológica dos esgotos municipais normalmente limita a sua aplicação em culturas alimentícias e em áreas de parques e jardins. Devido às considerações de saúde pública, o emprego de aspersores em determinados locais se tornam proibitivos por causa de aerossóis, os quais podem ser causa de contaminação à distância.

Geralmente, os órgãos de saúde pública limitam o emprego dos esgotos domésticos na irrigação devido às suas características e qualidade. Na Califórnia, por exemplo, exigem-se tratamento biológico e desinfecção, de forma a reduzir para 23 coli/100 ml para o emprego na irrigação de parques, jardins e pastos de animais leiteiros. Para emprego da irrigação em culturas agrícolas, o valor-limite é de 2,2 coli/100 ml. Já em Missouri, a irrigação em vegetação para forragem e parques exige um efluente tratado e desinfetado, permitindo um número máximo de 200 coli/100 ml. Atualmente, esses valores estão sendo revistos.

Pequenas indústrias localizadas em fazendas ou áreas despovoadas podem dispor seus efluentes por meio de qualquer técnica de irrigação. O sucesso do método depende da aplicação de cargas hidráulicas apropriadas, obtidas por meio de ensaios e experiências anteriores, da eficiência de um pré-tratamento e da manutenção do terreno em cultura permanente. A rotação das áreas de aplicação, permitindo que o efluente penetre no solo antes de ocorrer uma segunda operação, também é sugerida. As desvantagens principais são a produção de odores, a estagnação dos despejos em charcos e o desenvolvimento de moscas. Em contrapartida, a implantação e a operação têm baixo custo e a eficiência é alta.

Técnica de Aplicação

Há mais de 20 técnicas de aplicação na distribuição da água de irrigação, as quais com alguns cuidados e adaptações poderão ser aplicadas também para esgotos domésticos e águas residuárias industriais. O procedimento ideal deverá levar em consideração, entre outras: economia, eficiência, manutenção e operação.

As técnicas de aplicação de água limpa, esgotos e águas residuárias poderão estar compreendidas em 3 (três) grupos:

- Sistemas de aspersores fixos.
- Sistemas de aspersores móveis.
- Sistemas de aplicação superficial.

Sistemas de Aspersores Fixos

Consiste no uso de aspersores assentados em linhas de tubulações formando uma rede de distribuição. O espaçamento entre as linhas, o número de aspersores e a distância entre eles são função da capacidade desses aspersores. Essas linhas de tubulações são acopladas em canalizações mestras ou principais que têm a finalidade de alimentá-las. Essa rede é constituída de tubulações, na sua grande maioria de alumínio, as quais, ao transportar esgotos, poderão apresentar as seguintes desvantagens:

- Fáceis de ser danificadas.
- Pouca durabilidade devido a problemas de corrosão. Vida útil menor.
- Devem ser removidas durante o plantio e a colheita.

Para contornar o problema do dano e da vida útil tem-se empregado, com algum sucesso, linhas de tubulações de material plástico e de fibrocimento.

Os espaçamentos dos aspersores, as taxas de aplicação, a capacidade dos aspersores (pressões e vazões de funcionamento), as válvulas e registros de controles e outras especificações poderão ser encontrados em literatura própria, ou atender a proposições da EPA.

Sistemas de Aspersores Móveis

Há vários sistemas desse tipo. Entre eles, o canhão hidráulico giratório, o pivô central e as especificações-padrão, que podem ser igualmente vistos em literatura própria.

Sistemas de Aplicação Superficial

Há dois tipos desses sistemas: a aplicação por meio de sulcos e a aplicação por meio da inundação (Figura 14.5).

Na aplicação por sulcos, a irrigação é estabelecida pela infiltração nas zonas das raízes e a alimentação nos pontos situados a jusante se estabelece à custa do transporte do líquido que é imposto pela declividade do terreno.

Na aplicação por inundação é estabelecida uma área de cultivo e nela são depositados os despejos. É necessário, nesse processo, que a cultura a ser irrigada permita a imersão da zona de suas raízes.

Aspectos Gerais para Irrigação

Salinidade e Impermeabilização do Solo

A impermeabilização do solo, devida ao aumento de sua salinidade, poderá ocorrer quando se utiliza a irrigação de baixa taxa, que será agravada se o índice de chuva na região do tratamento for menor que 700 mm por ano. A EPA recomenda que seja investigada a salinidade do solo por meio da RAS (Razão de Absorção de Sódio) da água residuária de irrigação.

Recomenda também que o monitoramento do sistema seja acompanhado da investigação contínua do RAS no extrato de saturação do solo para permitir tomadas de decisões preventivas quanto ao endurecimento do solo e baixa eficiência do sistema. Segundo Taylor & Neal (1982), valores de RAS entre 10 e 12 podem ser críticos à estrutura de muitos solos. Esgotos domésticos normalmente possuem RAS da ordem de 2,84, com valores médios de concentração de sódio igual a 6,34 meq/100 ml e de 10,0 meq/100 ml para cálcio e magnésio juntos.

Este valor de RAS também é reportado por Loehr et al., que aconselham respeitar o seu limite em no máximo 10, salientando que, em águas residuárias de indústrias de bebidas, os seus valores médios são da ordem de 15, necessitando observações especiais na aplicação destas águas nos solos.

King (1982) verificou que a vegetação sofreu dano e que a causa foi o excesso de Na^+ encontrado no solo. O solo tinha sido irrigado com efluente secundário da estação de tratamento de uma fábrica de fibra de madeira, mediante aplicação de uma carga hidráulica de 2,0 cm/semana, durante 2 anos.

A condutividade elétrica apresentada pelo efluente foi de 10 msiems/cm (segundo esse autor, as águas naturais de irrigação – fertirrigação – normalmente possuem 2,25 msiems/cm), considerada de salinidade “muito alta”. A concentração do sódio na camada de 15 cm de solo foi de 136 ppm, sendo equivalente a um aumento de 10% no valor do ESP (Porcentagem de Sódio Trocável). Ao final do segundo ano foi aplicado ao solo 13 t/ha de $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ para reduzir o RAS.

Recuperação de Nutrientes pela Vegetação

Na recuperação de nutrientes aplicados ao solo, provenientes de águas residuárias, são convenientes o manejo e controle do sistema e a adequada coordenação da irrigação, plantio e colheita, com a atividade cíclica da estação de tratamento dos despejos líquidos das indústrias, tendo em vista o comportamento da vegetação. De acordo com Overman & Ku, quando a irrigação não tem propósito agrícola, a vegetação a ser usada terá o objetivo de providenciar a remoção dos nutrientes do solo, evitando ao máximo que os mesmos atinjam o lençol freático. Os autores verificaram que a eficiência na remoção dos nutrientes do solo pela vegetação decresce com o aumento das cargas hidráulicas

aplicadas e que, mediante as análises do nitrogênio no solo e na água do lençol freático (12 metros de profundidade), a remoção pela vegetação foi de 40% a 70% com teor de nitrogênio na vegetação aumentando de 1% a 4% (ou mais) e que este valor aumenta com o aumento do nitrogênio aplicado (Tabela 14.1). Nessa experiência, realizada na cidade de Tallahassee, Flórida, EUA, foram utilizadas cargas hidráulicas de 2,5; 5,0; 7,5; e 10,0 cm/semana (aplicadas com aspersores) de efluente secundário da estação de tratamento de uma fábrica de amido e o solo – de textura arenosa – recebeu vegetação de centeio (forrageira).

Tabela 14.1 Recuperação dos nutrientes pela vegetação de centeio submetida à irrigação com aspersores e usando efluente secundário da estação de tratamento de uma fábrica de amido, em Tallahassee, Fla, EUA.

Compo- nente	Taxa de aplicação (cm/semana)											
	2,5			5,0			7,5			10,0		
	*	**	***	*	**	***	*	**	***	*	**	***
P	59,3	32,7	55,1	118,7	44,8	37,7	178,1	40,5	22,7	237,4	41,6	17,5
Ca	170,2	25,3	14,8	340,4	22,6	6,6	510,7	25,5	5,0	680,9	27,3	4,0
Mg	49,3	11,5	23,3	98,5	14,1	14,3	147,8	14,5	9,8	197,1	15,0	7,6
Na	190,4	50,8	26,7	380,8	75,1	19,7	571,2	79,5	13,9	761,6	87,1	11,4
Fe	2,3	0,9	39,1	4,7	1,0	21,2	7,0	0,9	12,8	9,4	1,4	15,3

Observação: Solo arenoso.

* Aplicação de efluente (kg/ha) durante 21 semanas.

** Colheita da vegetação (kg/ha), 21 semanas.

*** % de recuperação dos nutrientes pela vegetação após 21 semanas.

Fonte: Adaptado de Overman & Ku.

Qualidade da Água do Lençol Freático

Na aplicação de despejos líquidos domésticos e industriais no solo, a principal preocupação é com a qualidade da água drenada para o lençol freático. Compostos amoniacais são oxidados a nitrato em solos de característica arenosa. A percolação é rápida e pode atingir os lençóis freáticos em quantidades muito maiores do que em solos de característica argilosa. Taylor & Neal (1982) enfatizam que, qualquer que sejam os parâmetros físico e químico analisados, a geração de massa (kg/ano) é muito mais importante do que os valores de sua concentração (no líquido aplicado ou no ambiente investigado) e que a extração do nitrato existente no solo deve ser feita pela vegetação. Devido à sua alta solubilidade em água, concentrações de nitrato podem ser minimizadas, mas não completamente controladas, e, segundo Vaisman et al., o nitrato tem sido o composto mais estudado (principalmente em solo arenoso) por estar relacionado com o grau e a prevenção da poluição do solo e da água subterrânea.

Segundo esses autores, em solos arenosos os problemas de poluição do lençol freático podem ocorrer a partir do emprego de uma taxa de aplicação hidráulica

correspondente a 70% da água perdida em um evaporímetro tipo *Tanque Classe A – U.S.B.W.*, em uma determinada ocasião.

Nutrientes

Vaisman et al. investigaram a aplicação de efluente secundário da estação de tratamento de esgoto doméstico do município de Rehovot, EUA, em dunas de areia protegidas por vegetação do tipo *rhodes grass*. Foram feitas aplicações com cargas hidráulicas equivalentes a 60%, 80%, 100% e 120% da água perdida no evaporímetro tipo *Tanque Classe A – U.S.B.W.* em duas áreas, que receberam, cada uma, adições de 250 e 500 kg (NH₄)₂ SO₄/ha, respectivamente, e 600 kg superfosfato/ha em ambas. O melhor desempenho foi obtido quando se aplicou a carga hidráulica correspondente a 80% da água evaporada no tanque; o resultado se encontra na Tabela 14.2. A produção máxima de biomassa foi de 12,2 t/ha e obtida após 5 ceifas da vegetação ocorridas a cada 21 dias. Pode-se verificar por essa tabela que todo o nitrogênio amoniacal foi convertido em nitrato e que o teor deste último aumentava com o aumento do teor de compostos de nitrogênio usados na irrigação; e que para o valor de 250 kg N/ha praticamente não foi detectada a existência do nitrato.

Tabela 14.2 Composição química da água residuária do município de Rehovot, EUA, aplicada no solo (dunas de areia), cobertura vegetal *rhodes*.

Parâmetro	Efluente secundário*	Lisímetro	
		L ₁ (N250) **	L ₂ (N500) ***
DBO mg/l	53,0-72,0	3,0	3,2
C. elétrica mmho/cm	0,8-2,2	1,5-5,5	1,7-6,0
pH	7,2-8,5	7,2-8,5	7,2-8,7
N-NH ₄ ⁺ mg/l	15,0-30,0	0,0	0,0
N-NO ₃ mg/l	0,0	0,0-5,0	3,0-150,0
P mg/l	3,7-14,5	0,0-0,5	0,0
K mg/l	20,0-55,0	20,0-130,0	18,0-170,0
Mg meg/l	1,0-2,0	0,5-5,0	1,5-8,5
Ca meg/l	1,7-6,1	0,5-7,5	1,5-9,5
Na meg/l	9,0-14,0	9,2-36,0	9,4-34,6
Cl meg/l	10,0-12,0	10,0-36,0	10,0-32,0
HCO ₃ meg/l	7,9-14,0	8,8-15,2	5,2-13,5

* Efluente secundário: foi adicionado sulfato de amônia e superfosfato.

** Área do lisímetro L₁ = 250 kg (NH₄)₂ SO₄/ha e 600 kg superfosfato/ha.

*** Área do lisímetro L₂ = 500 kg (NH₄)₂ SO₄/ha e 600kg superfosfato/ha.

Fonte: Adaptado de Vaisman et al.

King (1982) conduziu uma experiência com o objetivo de monitorar os principais elementos químicos (N, P, Ca, K, Na) existentes na composição do efluente secundário de uma indústria de fibra de madeira. O solo era de característica argilosa e a vegetação de cobertura do tipo *fescue grass*. Foram aplicadas as cargas hidráulicas de 1,5, 2,0 e 3,0 cm/semana, por um período de tempo de 2 anos, e os resultados comparados com o controle (aplicação de fertilizantes químicos). Os dados são apresentados na Tabela 14.3 e referem-se às concentrações dos elementos químicos citados, obtidos em várias profundidades dos solos. As concentrações do nutriente nos solos são afetadas pela lixiviação. Os sais solúveis são carregados para o lençol subterrâneo pela ação das águas de irrigação aplicadas em excesso e pelas águas de chuvas. É provável que nessa pesquisa elas tenham ocorrido, pois os experimentos foram realizados no campo e em local aberto, mas infelizmente não houve o registro das precipitações. Ao final da pesquisa, o autor apresentou as seguintes considerações:

- Com a aplicação do efluente secundário no terreno há um aumento significativo do NO_3^- no solo e sua concentração é máxima na profundidade de 0,30 m, decaindo bruscamente para profundidades maiores. Contrariamente à registrada nos solos arenosos, a concentração de NO_3^- aumenta até a carga hidráulica de 2,0 cm/semana, diminuindo para valores de taxas maiores.
- O aumento na concentração de fósforo no solo em relação ao controle das cargas hidráulicas de 1,5, 2,0 e 3,0 cm/semana foi, respectivamente, de 30%, 20% e 25% no 1º ano e de 150%, 45% e 20% no 2º ano.
- A maior concentração de Ca^{2+} no solo ocorreu no 2º ano da aplicação da carga hidráulica de 2,0 cm/semana.
- A concentração de K no solo decai com a profundidade e sua concentração aumenta com o aumento do valor da carga hidráulica.
- A concentração de Na no solo aumenta até a profundidade 0,60 m, permanecendo os seus valores estáveis para profundidades maiores e independentes da carga hidráulica aplicada.
- O pH do solo foi sempre crescente durante a experiência para uma dada profundidade do solo, com valores pouco acentuados, variando de 7 a 7,4, até 0,15 m de profundidade. O pH se reduz sensivelmente para profundidades maiores, sendo da ordem de 5,2 a 0,90 m, independentemente da carga hidráulica aplicada.
- A remoção do nitrogênio pela vegetação irrigada é aproximadamente 30% maior que a vegetação do controle e seus valores são muito próximos uns dos outros para os três valores de carga hidráulica aplicada.
- A produção de biomassa foi maior quando ocorreu a irrigação do que o controle e sua máxima produção ocorreu no 1º ano, para as cargas de 1,5 e 3,0 cm/semana.

Tabela 14.3 Composição química do solo para várias profundidades, na irrigação com aspersores e usando efluente secundário da estação de tratamento de uma fábrica de fibra de madeira.

Componente	Profundidade (m)	Taxa de aplicação (cm/semana)							
		Controle*		1,5		2,0		3,0	
		1º ano	2º ano	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano
N-NO ₃ ⁻ mg/100 cm ³	0,30	1,0	0,0	3,5	0,5	5,0	0,3	1,3	0,2
	0,60	0,0	0,0	2,5	0,3	4,0	0,3	0,8	0,1
	0,90	0,0	0,0	0,8	0,4	1,1	0,3	0,3	0,2
P	0,15	10,0	7,0	13,0	17,0	12,0	10,0	12,5	9,5
Ca ²⁺	0,15	90,0	80,0	160,0	160,0	430,0	440,0	170,0	230,0
K ⁺ mg/100 cm ³	0,30	2,3	2,0	18,0	20,0	19,0	20,0	20,0	30,0
	0,60	2,0	2,5	12,0	13,0	6,5	13,0	21,0	22,0
	0,90	1,8	1,9	3,8	4,0	3,8	7,0	6,0	8,3
Na ⁺ mg/100 cm ³	0,30	0,5	0,7	7,2	4,8	15,0	8,0	7,4	4,8
	0,60	2,3	1,8	10,0	8,2	12,0	12,0	10,0	8,2
	0,90	4,0	4,2	11,0	11,5	9,0	10,8	10,0	10,0
N	-	3,2	3,1	5,7	4,0	4,1	5,8	5,7	4,3
Biomassa	-	13,7	13,7	18,7	13,5	13,2	14,3	18,7	15,1

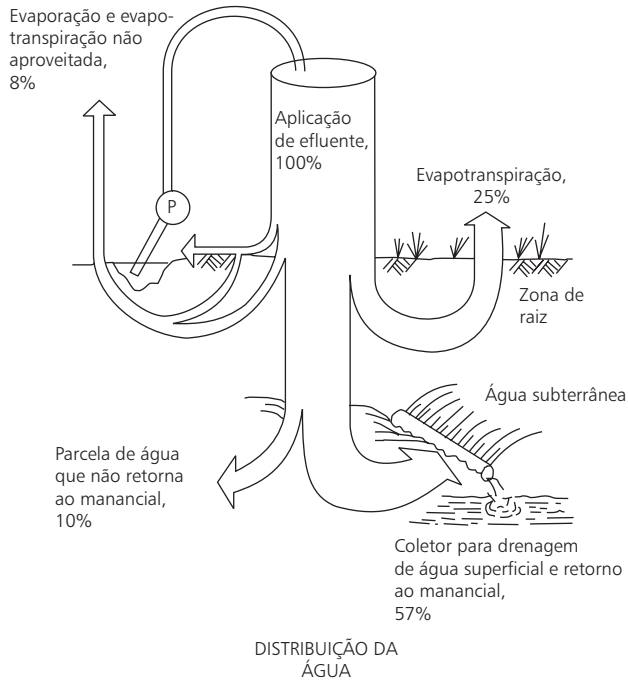
1. Solo argiloso.
2. Não há citação do local.
3. Vegetação: *fescue grass*.
4. Tempo de aplicação: 2 anos.

Fonte: Adaptado de King (1982).

Controle: aplicação de adubo inorgânico para a fertilização do solo e crescimento da vegetação: 3 aplicações de 67 kg N/ha/ano, 50 kg P/ha/ano, 93 kg/ha/ano, 13 ton/ha.

14.6 Escoamento Superficial

Nesse sistema, a água residuária é filtrada e estabilizada ao escoar pela superfície do solo, a qual contém uma cobertura vegetal, que usualmente é a grama. A descarga do resíduo é controlada, geralmente usando sistemas de aspersores ou tubulações perfuradas, em que uma grande quantidade de efluente escoará como excesso. A superfície do solo deverá ser uniforme com uma declividade variando de 2% a 8%. O crescimento da vegetação permitirá uma proteção ao solo contra a erosão e providenciará uma camada suporte na qual os microrganismos se estabelecerão, configurando aquela que será uma área de tratamento (reator principal). Essa vegetação, devido à presença dos nutrientes aplicados e ao excesso de água, crescerá muito rapidamente, exigindo maior frequência de poda. A Figura 14.7 mostra o esquema do provável caminho da água no sistema.



Fonte: Adaptado de EPA.

Figura 14.7 Esquema da distribuição da água aplicada em solo pelo método do escoamento superficial.

O sistema de escoamento superficial deve ser utilizado em solos que possuem baixa capacidade de infiltração, como os argilosos. À medida que o efluente percola no terreno, uma grande quantidade evapora, parte infiltra no solo e o restante é coletado em canais ou em canaletas (Figuras 14.8 e 14.9).

Com o escoamento dos efluentes através da grama, os sólidos em suspensão são retidos e a matéria orgânica, oxidada pelas bactérias que se estabeleceram na cobertura vegetal e no solo.

A vida biológica está sujeita ao efeito da temperatura e da quantidade de alimento contida no afluente. Em regiões de temperatura baixa, esse sistema não constitui uma alternativa de tratamento, podendo ser descartado, uma vez que a matéria orgânica nesse processo será biologicamente estabilizada, mas em uma taxa menor. No entanto, há países que possuem esse sistema e que, apesar da ocorrência de neve, funcionam o ano todo.

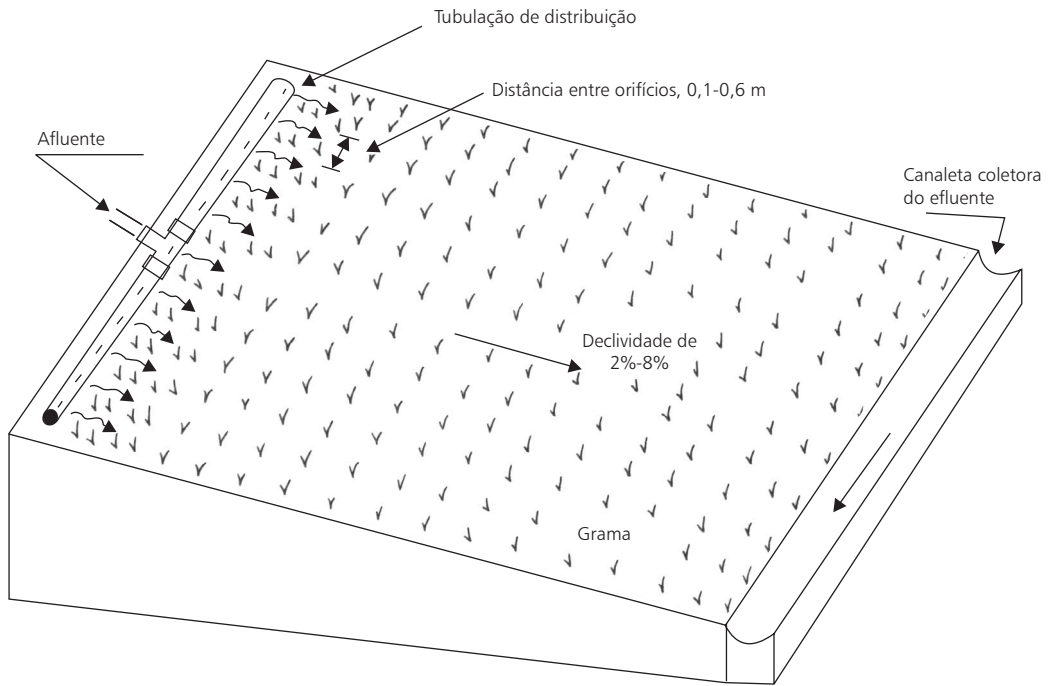


Figura 14.8 Esquema da rampa de um patamar de grama no escoamento superficial.

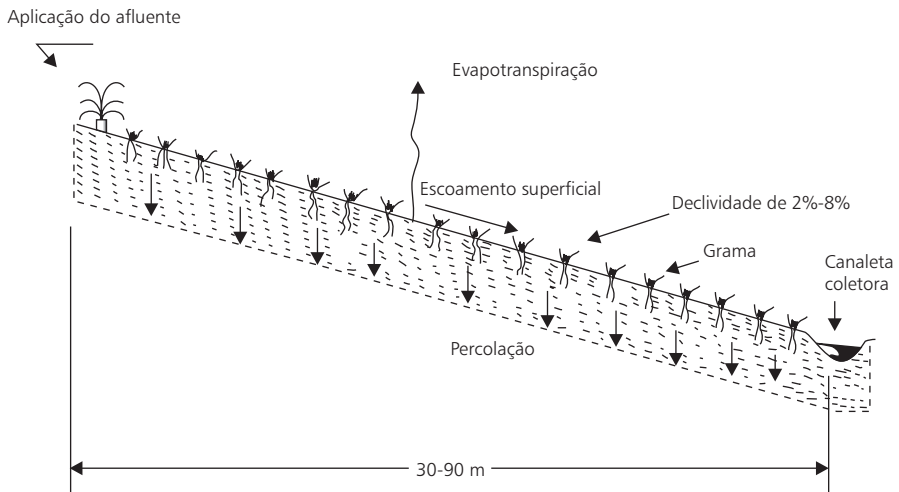


Figura 14.9 Perfil do solo na rampa com escoamento superficial.

Quanto à remoção de fósforo e metais pesados, os seus valores não são bem esclarecidos e não se conhece muito sobre sua eficiência, no entanto esse processo está sendo submetido a pesquisas que virão esclarecer melhor este assunto. A eficiência de remoção da DBO e sólidos suspensos é elevada, chegando a valores de 95%, conforme publicações recentes.

O emprego desse método para tratamento de efluentes no solo tem sido aumentado desde o princípio do ano de 1970, tornando-se nos Estados Unidos da América do Norte um dos mais usuais. O escoamento superficial tem sido utilizado para atingir dois objetivos: como sistema de tratamento no solo equivalente ao nível secundário dos sistemas convencionais ou como polimento de efluentes secundários daqueles sistemas. Pesquisas efetuadas recentemente têm constatado que o uso de efluentes brutos, apenas passando por pré-tratamento, aparentemente produz uma maior eficiência na remoção de sólidos e, portanto, podendo ser hoje em dia uma alternativa viável (Gilde et al.; Figueiredo; Coraucci Filho et al., 1997).

Técnicas de Aplicação

Há várias técnicas de aplicação de águas residuárias, domésticas e industriais no patamar do escoamento superficial, sendo o emprego de aspersores e tubos perfurados os mais utilizados (Figura 14.10). Em áreas experimentais da cidade de Davis, Ca, EUA, utilizaram-se os aspersores, como mostra a Figura 14.11. Em Pauls Valley, EUA, foram testados três tipos de mecanismos de distribuição (Figura 14.12) para verificar o desempenho do sistema, mediante avaliação da eficiência no tratamento de esgotos domésticos bruto e secundário. A eficiência de um sistema de tratamento varia em função da característica do efluente, da técnica de aplicação utilizada e da estação do ano.

Esquemas de Distribuição e Coleta de Efluentes nos Patamares

A maneira de verter o esgoto no tabuleiro pode estar relacionada com a área destinada à aplicação, custo dos equipamentos e facilidades de operação e controle. Utilizar-se de tipos de esquemas versáteis parece ser a melhor recomendação. A Figura 14.13 apresenta as configurações sugeridas por Smith & Schroeder (1985). A Figura 14.14 apresenta as configurações possíveis para a calha coletora dos efluentes das rampas.

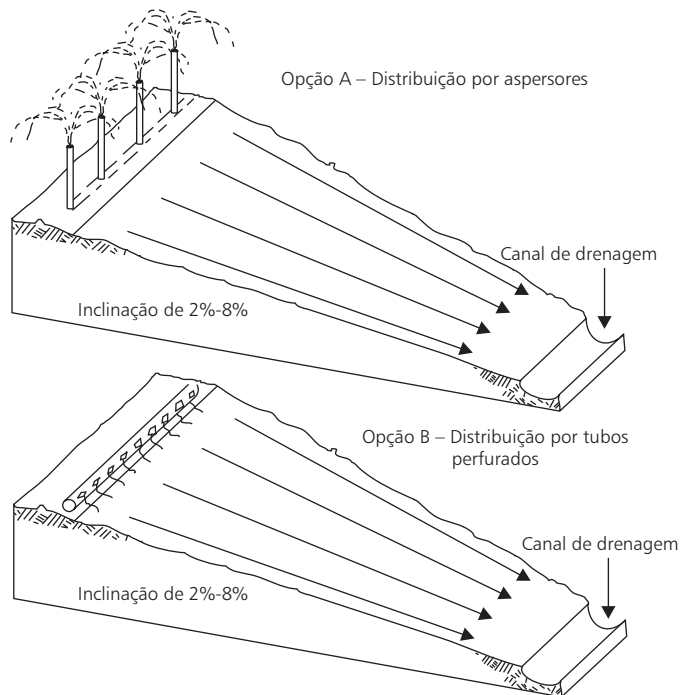
Considerações de Projeto: Variáveis Intervenientes

Um projeto adequado deve se basear nos parâmetros de controle do sistema. Uma vez escolhida a área do terreno e definida a técnica de aplicação do efluente, determina-se o comprimento dos tabuleiros e a taxa de aplicação em função da carga orgânica e da vazão do efluente, os quais são os parâmetros principais na verificação

da eficiência do processo. Para a definição da característica do projeto final, aconselha-se a realização de ensaios em escala piloto, principalmente quando se tratar de águas residuárias industriais e esgotos municipais que recebem conjuntamente esgotos domésticos e industriais. Publicações recentes, como, por exemplo, a de Smith (1982), sugerem determinação de alguns parâmetros baseados em equações empíricas.

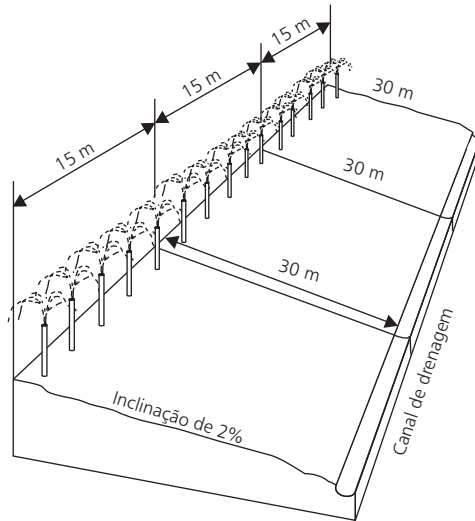
A Agência de Proteção Ambiental Norte Americana, Usepa, reconhece e recomenda o uso do escoamento superficial no terreno como uma alternativa viável para o tratamento de esgotos domésticos quando houver condições ideais para o seu uso.

Os parâmetros normalmente usados para avaliar a degradação da matéria orgânica são a DBO_5 (Demanda Bioquímica de Oxigênio no 5º dia e a $20^\circ C$), a DQO e o COT (Carbono Orgânico Total). Portanto, na formulação dos modelos matemáticos, propõe-se que estes parâmetros sejam sempre utilizados para analisar o comportamento de um sistema. Conhecem-se as limitações da DBO_5 quando usada no modelo, mas, segundo Smith & Schroeder (1985), ela será ainda muito usada porque é um parâmetro de padrão internacional.



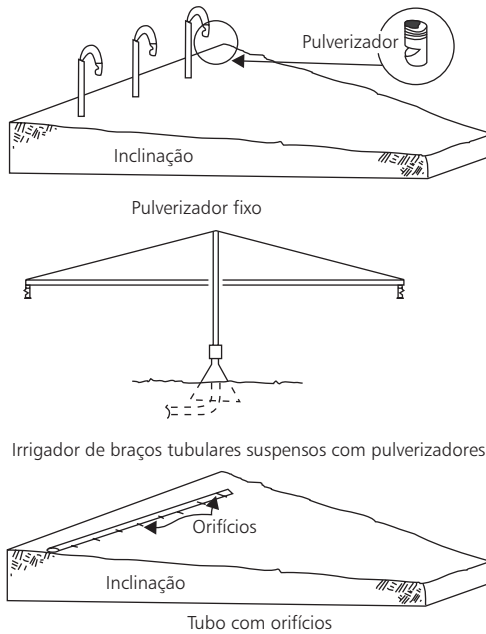
Fonte: Adaptado de Hinrichs et al.

Figura 14.10 Esquema do processo de escoamento superficial no solo.



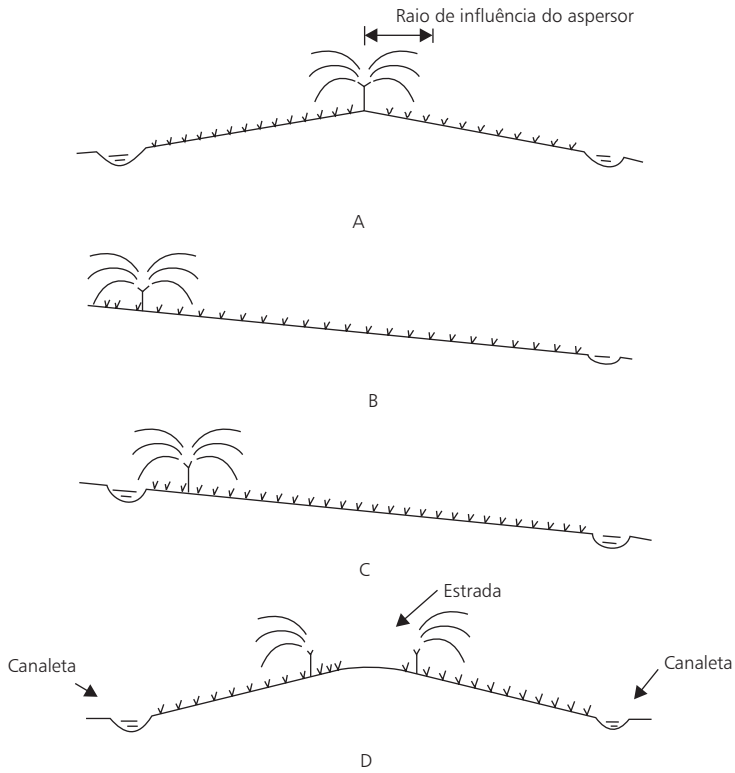
Fonte: Adaptado de Hinrichs et al.

Figura 14.11 Esquema da planta de Davis por escoamento superficial no solo.



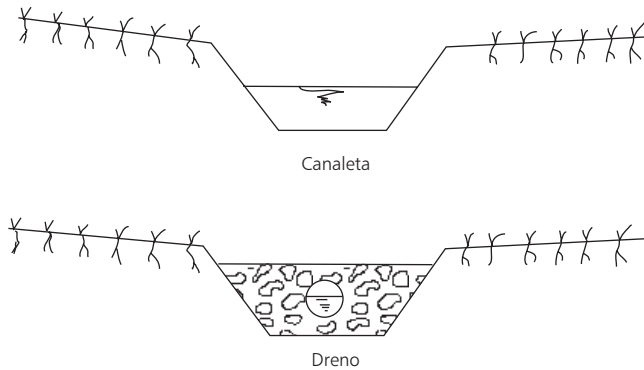
Fonte: Adaptado de Hinrichs et al.

Figura 14.12 Esquema dos sistemas de distribuição usados em Pauls Valley.



Fonte: Adaptado de Smith & Schroeder (1985).

Figura 14.13 Configuração de algumas seções transversais de rampas no escoamento superficial.



Fonte: Adaptado de Smith & Schroeder (1985).

Figura 14.14 Configurações para calha coletora.

No escoamento superficial, os principais parâmetros de projeto são:

- *Comprimento do tabuleiro.* É a extensão longitudinal da superfície física do solo, definida pelo sentido do escoamento do efluente. Para que o escoamento seja natural, esta superfície física denominada de tabuleiro ou patamar deverá ter inclinação suficiente para que o líquido escoe por ação da gravidade. O tabuleiro plano e devidamente inclinado é o reator principal do sistema no qual ocorrerá o processo de tratamento. Um dos principais objetivos dos estudos envolvendo a qualidade do efluente desses patamares é o de determinar qual o comprimento mínimo desse, a fim de que seja obtido o nível de tratamento desejável.
- *Inclinação do tabuleiro.* É a declividade apresentada pela rampa do tabuleiro, a qual varia de 2% a 8%. Em terrenos onde é possível ocorrer erosão, sugere-se trabalhar com inclinações pequenas e da ordem de até 4%. Declividades inferiores a 1% não são recomendadas neste processo, por temer a retenção prolongada do líquido no patamar e permitir a proliferação de moscas. Declividades de 12% têm sido utilizadas ultimamente.
- *Período de aplicação.* Refere-se ao tempo de aplicação dos esgotos no tabuleiro no espaço de um dia (por exemplo, 6h/dia). A aplicação pode ser intermitente ou contínua. No primeiro caso, as variações são de 6 a 12 horas por dia e, no segundo caso, a aplicação é de 24 horas por dia.
- *Frequência de aplicação.* Esta se refere ao número de dias em que ocorreu o escoamento no intervalo de uma semana ou mês (por exemplo 5d/semana). Normalmente, a frequência de aplicação é de 5 a 6 dias por semana para processo descontínuo ou de 7 dias por semana em sistema contínuo.
- *Taxa de aplicação.* Taxa de aplicação é o volume de efluente aplicado no tabuleiro durante um determinado tempo, sendo este tempo medido em horas. Normalmente, ele é padronizado e expresso por unidade de largura do tabuleiro ($\text{m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$). As taxas de aplicação que são mais usadas variam de $0,06 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$ a $0,24 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$.
- *Carga hidráulica.* A carga hidráulica é correspondente ao volume do despejo aplicado sobre uma área do tabuleiro durante um tempo que normalmente é expresso em dias ou semanas (cm/dia ou cm/semana). É aconselhável usar sempre a expressão da unidade em cm/dia ao se referir a uma taxa descontínua. Essa expressão tem sido reportada mais adequadamente como lâmina líquida aplicada.

A carga hidráulica, ou lâmina líquida aplicada, é normalmente descrita em função da taxa e período de aplicação e do comprimento do tabuleiro, de acordo com a expressão:

$$CH = \frac{q \cdot p \cdot 100}{Z} \quad (14.1)$$

em que:

- CH: carga hidráulica, cm/dia
- q: taxa de aplicação, $m^3/h \cdot m$
- p: período de aplicação, h/dia
- Z: comprimento do tabuleiro, m

A lâmina líquida varia com a natureza do afluente que é aplicado. Para águas residuárias da indústria alimentícia, o valor está compreendido entre 1 e 2 cm/dia para esgotos domésticos, de 1 a 2 cm/dia para esgoto bruto, de 1,5 a 3,0 cm/dia para esgoto primário e de 1,5 a 6,0 cm/dia para esgoto secundário, segundo Smith (1982).

Normalmente, as pesquisas reportadas pela EPA referem-se aos efluentes de estações de tratamento de esgotos domésticos de diferentes cidades norte-americanas e o projeto dos sistemas de tratamento e os parâmetros de operação compreendem o apresentado na Tabela 14.4.

Tabela 14.4 Valores típicos dos parâmetros utilizados no método do escoamento superficial para esgotos domésticos.

Parâmetro	Unidade	Intervalo típico
Taxa de aplicação	$m^3/h \cdot m$	0,06-0,24
Carga hidráulica	cm/dia	1-7
Período de aplicação	h/dia	4-24
Frequência de aplicação	dia/semana	3-7
Comprimento do tabuleiro	m	30-55
Declividade do tabuleiro	%	2-8

Fonte: Adaptado de Smith (1982).

Variáveis Principais do Escoamento Superficial

Nesta seção serão discutidas algumas variáveis de controle e de operação do sistema que não foram mencionadas anteriormente, as quais, direta ou indiretamente, poderão ser usadas no dimensionamento das instalações e do projeto. Serão apresentadas também algumas características importantes das águas residuárias e alguns fatores que agem na escolha do método de aplicação, entre outros.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O tratamento de despejos no terreno pelo método do escoamento superficial é normalmente dimensionado com base em taxas ou cargas hidráulicas. Embora seja confortável projetar uma instalação sem preocupação com cargas orgânicas, há uma regra simples de que até 250 kg DBO/ha · d podem ser aplicados sobre o terreno com segurança, na indústria de celulose e papel. Taxas mais elevadas podem ser lançadas

quando se trata de águas residuárias da indústria alimentícia, principalmente quando a estação da colheita e industrialização dura apenas uns poucos meses e o sistema adotado é o de alta taxa, Braile & Cavalcanti.

Normalmente, DBO e DQO, entre outras, são usadas como variáveis para a avaliação da eficiência de um sistema de tratamento. O grau de eficiência no controle dessas estações e os valores das concentrações-limite dessas variáveis nos efluentes devem atender aos padrões de emissão para o lançamento em corpos receptores (ou disposição final no solo), de acordo com o estabelecido em legislação vigente.

Sólidos suspensos e matéria orgânica biodegradável são removidos pela percolação dos despejos no solo de maneira significativa, podendo ocorrer de somente alguns organismos responsáveis por aquela remoção permanecerem ainda na água renovada ou nos efluentes (EPA).

Esses sistemas de tratamento, por possuírem desempenho considerável na remoção desses sólidos suspensos e matéria orgânica, têm sido objeto de muitas pesquisas, e a implantação deles nos Estados Unidos é uma realidade, mesmo naqueles estados da federação onde a legislação é bastante rigorosa. A EPA relata que, para projetos de aplicação no solo, a carga orgânica de esgotos domésticos está compreendida entre 56,1 e 112,2 kg/ha · d.

Sólidos Suspensos

Sólidos suspensos possuem concentrações conhecidas e características típicas nos efluentes de tratamento secundário, e seu valor é geralmente pequeno para causar problemas ao solo. No entanto, o mesmo não se pode dizer a respeito de sólidos suspensos de esgoto doméstico bruto e de águas residuárias industriais, pois eles ocorrem com maiores teores. Devido às altas concentrações desses sólidos nas águas residuárias das indústrias alimentícias, o seu emprego tem apresentado, em algumas instalações, sérios problemas para os solos.

As concentrações de sólidos nas águas residuárias devem ser sempre verificadas, pois elas interferem nas taxas de aplicação; os sólidos inorgânicos não estão submetidos à mesma apreciação quando comparados aos sólidos orgânicos, pois podem acarretar maiores problemas se não forem drenados através dos solos.

Normalmente, os sólidos suspensos e sedimentáveis constituem a principal causa de problemas operacionais, como entupimento de aspersores e excesso de lodo indesejável na superfície do solo, entre outros. O pré-tratamento remove os sólidos sedimentáveis e minimiza esses problemas.

pH

Os despejos que possuem pH entre 6 e 9,5 geralmente têm boa aceitação para aplicação no terreno. Aqueles que têm valores fora dessa faixa devem ser evitados ou

ter seu valor de pH corrigido. O pH ótimo para o solo receber efluentes está compreendido na faixa entre 6 e 7. Se os despejos possuírem pH próximo ao neutro, o pH no interior do solo não sofrerá flutuações consideráveis. Entretanto, se essas flutuações ocorrerem será devido ao rompimento das condições de tamponamento, sendo necessário, nessa situação, adição de cal.

Temperatura

A temperatura dos despejos não deve ser elevada; despejos com alta temperatura podem “esterilizar” o solo e dificultar o crescimento da vegetação de cobertura. Temperaturas da ordem de 24°C ou pouco maiores são ideais para auxiliar o processo de tratamento. A temperatura máxima aceita é de 36°C.

A temperatura no ambiente externo também afeta o processo de tratamento. A diminuição da temperatura reduz a atividade bioquímica dos microrganismos. Gilde et al. verificaram que a intensidade das atividades de degradação dos compostos orgânicos é resultado do número de microrganismos presentes no solo e que a eficiência do escoamento superficial no tratamento de despejos da indústria de conservas não é afetada de maneira significativa na estação de inverno. Mediante análise realizada no solo do patamar, os autores observaram que, em épocas de frio, o número de microrganismos no solo aumenta, compensando, assim, a baixa atividade biológica (bioquímica).

Tempo de Detenção Hidráulica

Para a maioria dos processos de tratamento no solo, este parâmetro é característico e bastante significativo. No escoamento superficial, o tempo de detenção é função da uniformidade do solo. Comprimento, inclinação, taxa de aplicação e homogeneidade da cobertura da vegetação do patamar são também muito importantes. Para um patamar de 40 m, 4% de declividade e cobertura vegetal uniforme esse tempo é de aproximadamente 150 minutos. Hinrichs et al. verificam que o tempo de detenção hidráulico é maior para taxas de aplicação menores e que a influência do tempo de detenção na remoção da DBO, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo, para três cargas hidráulicas, implicam que as maiores remoções são para as taxas menores e, portanto, de taxas maiores.

Nitrogênio e Fósforo

O método do escoamento superficial é muito eficiente na remoção do nitrogênio. Os valores da remoção de nitrogênio, observados na literatura, apresentaram variações entre 60% e 90%. Entretanto, a remoção do fósforo não é tão significativa quanto a do nitrogênio, e o valor médio é de aproximadamente 50%, podendo ser maior se o solo do patamar tiver recebido calagem.

Efeito da Precipitação

A literatura técnica contendo o estudo da precipitação em sistemas de escoamento superficial é muito escassa. Pouco se conhece do efeito da chuva na eficiência do tratamento de águas residuárias industriais de esgotos domésticos, sendo necessário realizar pesquisas para conhecer o problema e estabelecer os critérios para a operação do sistema durante o evento da precipitação.

Figueiredo realizou pesquisa utilizando esgoto doméstico em uma área experimental na cidade de Davis, Califórnia, EUA. O método empregado foi o do escoamento superficial e a área experimental com aproximadamente 4,5 ha. Nessa área foram construídos 40 tabuleiros individuais separados por bermas de terra. Cada unidade medindo 25 m de largura por 41,5 m de comprimento, com declividade de 2%. Dos 40 tabuleiros, 18 receberam esgoto bruto, 18 receberam esgoto primário e os 4 restantes foram utilizados como controle, não recebendo nenhum esgoto.

O sistema de alimentação do esgoto era constituído por bombas, sendo a aplicação nos tabuleiros feita por meio de tubos perfurados com furos distanciados de 0,60 m. Na entrada de cada tabuleiro havia um registro e um medidor de vazão. As amostras dos efluentes para o estudo da precipitação pluviométrica eram coletadas em um amostrador automático, controlado por um medidor de tempo com capacidade de 24 garrafas de 500 ml cada. A vazão do efluente era medida usando um medidor de vazão ultrasônico e os dados de intensidade e duração de chuvas foram obtidos em um pluviógrafo.

O efeito da precipitação sobre a eficiência do processo, quanto à remoção de DBO_5 e SS, foi estudado nessa experiência e os resultados estão baseados em termos de concentração (mg/l) e descarga de massa (mg/min) da DBO_5 e SS dos esgotos. A Tabela 14.5 apresenta os valores da concentração e da descarga de massa para as condições normais de operação durante a aplicação de esgoto primário, que são: taxa de aplicação de $0,16 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$, período de 8 horas/dia e frequência de 5 dias/semana.

Tabela 14.5 Resultados do tratamento por escoamento superficial, em Davis, Califórnia, EUA.

Parâmetro	Concentração, mg/l		Descarga de massa, mg/min	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DBO_5	72	8	4.830	485
SS	73	8	4.884	517

Fonte: Adaptado de Figueiredo.

A Tabela 14.6 apresenta os valores das concentrações da DBO e SS dos efluentes dos patamares do escoamento superficial, que receberam chuvas de várias durações e intensidades. Os valores apresentados são um resumo da pesquisa efetuada na cidade

de Davis. Foram analisadas várias amostras, e os resultados contidos na tabela são os valores máximos da concentração da DBO e SS obtidos durante a precipitação.

As duas tabelas apresentadas ilustram o comportamento daquele sistema, sendo conveniente observar que, para a análise dos dados, as condições hidráulicas de aplicação foram idênticas, ou seja: taxa de aplicação de $0,16\text{m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$, período de aplicação de 8h/dia, freqüência de aplicação de 5 dias/semana e utilizando-se o efluente primário de esgotos domésticos. Observe também que a Tabela 14.6 apresenta valores obtidos em um tabuleiro de controle no qual não eram aplicados esgotos.

Tabela 14.6 Efeito da precipitação: resultados do tratamento por escoamento superficial, em Davis, Califórnia, EUA.

Máxima intensidade de chuva, mm/h	Duração da chuva, min	Tabuleiro com efluente		Tabuleiro de controle	
		DBO ₅	SS	DBO ₅	SS
5,2	90	14,6	50,9	11,5	21,1
3,9	55	14,1	98,4	-	-
5,8	155	8,9	38,3	6,7	44,5
10,8	20	5,9	78,1	-	-
10,9	35	11,6	45,0	8,8	32,8
3,1	210	17,8*	127,0*	10,7*	189,0*

Fonte: Adaptado de Figueiredo.

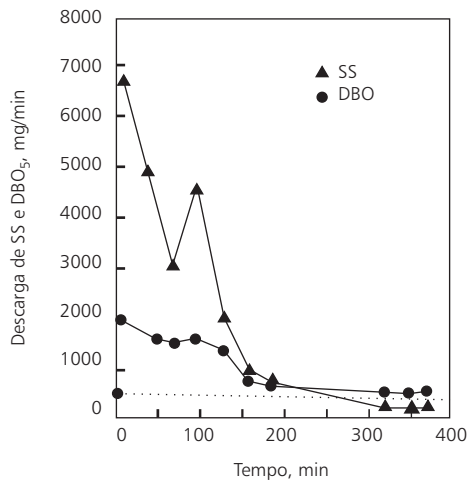
A eficiência do sistema na remoção de DBO e SS foi excelente. Na Tabela 14.5 pode-se verificar que as concentrações máximas daqueles parâmetros obtidos em condições normais de operação (sem chuvas) são inferiores ao limite de 30 mg/l estabelecido pela EPA naquele país. Por outro lado, por meio de uma análise da Tabela 14.6, verifica-se que as concentrações da DBO após a ocorrência de chuvas são maiores do que nas condições normais, e seus valores estão abaixo de 30mg/l. No entanto, o mesmo não ocorreu com os SS que ultrapassaram o valor-limite de 30 mg/l, qualquer que tenha sido a intensidade e duração da chuva. Segundo Figueiredo, determinações feitas para sólidos indicaram que a grande porcentagem de SS era construída de matéria inorgânica, sendo que esta era provavelmente originária do canal de coleta do efluente, o qual não era revestido. Os resultados de SS para o controle foram, em geral, mais altos do que aqueles obtidos para o sistema em operação, indicando que a camada biológica, formada neste último, protegia o solo – a vegetação pode estar agindo como proteção contra erosão, como era de se esperar.

Resultados da variação da taxa de descarga de massa para DBO₅ e SS, durante uma determinada precipitação pluviométrica, estão indicados na Figura 14.15. Nessa figura pode-se observar que o aumento de SS é muito mais pronunciado do que para

a DBO_5 , devido à maior concentração de sólidos suspensos inorgânicos no efluente. Observou-se que a massa total daqueles constituintes descarregada no efluente, durante uma certa precipitação atmosférica, foi maior do que a massa total sendo descarregada em condições normais de operação e, além do mais, essa diferença aumenta com a elevação da intensidade e duração da chuva.

De uma maneira geral, a precipitação pluviométrica pode afetar a eficiência desse sistema de tratamento de esgotos em termos de concentração e descarga de massa de DBO_5 e SS. As concentrações de DBO_5 no efluente não foram significativamente alteradas, porém os de SS estiveram acima do limite. As descargas de massa de DBO_5 e SS aumentaram durante as chuvas, de acordo com a duração e intensidade das mesmas. A questão resume-se em definir o modo como vai ser controlada a qualidade do efluente, se em termos de concentração ou em termos de descarga de massa, referindo-se a valores médios de eventos diários, semanais ou mensais.

Deve-se notar também que a qualidade do efluente dos tabuleiros do controle sem esgoto, durante precipitações pluviométricas, foi melhor do que a do efluente coletado nos tabuleiros recebendo esgoto, em termos de DBO. Segundo Smith & Schroeder (1985) e Abernathy et al. (1985), tabuleiros do controle que utilizam água de boa qualidade sempre terão DBO maior do que 5,0 mg/l devido aos compostos orgânicos dissolvidos existentes na superfície do solo.



Fonte: Adaptado de Figueiredo.

Figura 14.15 Variação da taxa de descarga de massa DBO_5 e SS para uma única chuva. Intensidade da chuva: 5,2 mg/h. Duração da chuva: 90 min. Taxa de aplicação de esgoto: $0,16 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$.

Dimensionamento do Sistema

Para a implantação do escoamento superficial em sistemas municipais de tratamento de esgoto doméstico é conveniente respeitar o avanço da tecnologia desse sistema em uma clara definição do projeto.

Parâmetros de operação, fatores ambientais que regem seu desempenho, a compreensão do relacionamento entre esses parâmetros e o desempenho desse processo são de fundamental importância. Muitas vezes, o desconhecimento do comportamento dos parâmetros e dos fatores de projeto leva, antes de efetuar o projeto definitivo, à necessidade de executar um projeto piloto em escala conveniente.

Com a finalidade de determinar a eficácia do método, recomenda-se que o projeto seja instalado em um local que tenha as condições ambientais idênticas às do local onde será efetuado o tratamento.

Smith & Schroeder (1985) propuseram um modelo para dimensionamento do sistema por escoamento superficial, posteriormente testado em escala real. Esse modelo baseia-se no emprego de uma determinada taxa de aplicação, aplicada ao tabuleiro, visando determinar o comprimento mínimo de uma rampa de tratamento (reator) para atingir a eficiência pretendida no processo.

Smith (1982) sugere o uso da DBO na avaliação do modelo, por ser reconhecido como o parâmetro do controle mais utilizado em estações de tratamento; além dela, no entanto, também poderão ser utilizadas DQO, COT, SS, N etc.

Abernathy et al. (1985) e Smith & Schroeder (1985) verificaram experimentalmente que, no processo de tratamento, o maior grau de remoção da DBO acontece nos primeiros 5 a 7 m da rampa e se deve à retirada do material orgânico em suspensão; no restante do comprimento dessa rampa, o grau de remoção diminui consideravelmente.

Por essa razão, os autores sugerem que a equação matemática representativa do fenômeno seja dividida em dois estágios, que são: o primeiro estágio representa o acompanhamento do processo nos primeiros metros do tabuleiro; e o segundo estágio representa o restante do comprimento do tabuleiro.

Smith & Schroeder (1985) verificaram que a DBO do efluente da rampa do escoamento superficial é sempre maior ou igual a 5,0 mg/l. Com base nisso, Abernathy et al. (1985) sugerem, para efeito de segurança, que a expressão matemática para dimensionamento do sistema seja a do segundo estágio, descrita resumidamente da seguinte forma:

$$\frac{C-5}{C_0} A \exp(BZ) \quad (14.2)$$

em que:

- C: Valor da DBO final no fundo do tabuleiro, mg/l
- Co: Valor da DBO inicial, mg/l
- A: Coeficiente determinado experimentalmente, depende de q
- B: Coeficiente determinado experimentalmente, depende de q
- Z: Comprimento mínimo do tabuleiro, m

A obtenção dos coeficientes das expressões matemáticas descritas é feita por meio de análise de regressão utilizando preferencialmente frações remanescentes da DBO (C/Co), em vez de suas concentrações. Nessa condição, a expressão do primeiro estágio é representada resumidamente da seguinte forma:

$$\frac{C-5}{Co} A' \exp(B'Z) \quad (14.3)$$

Com o valor de A' aproximadamente igual a 1, a expressão fica:

$$\frac{C-5}{Co} A \exp(B'Z) \quad (14.4)$$

Na Tabela 14.7 é apresentado um resumo dos valores dos coeficientes das expressões matemáticas descritas, obtidas para diferentes experimentos. Esses valores foram obtidos experimentalmente no campo pelos autores, utilizando esgotos domésticos bruto, primário e secundário e várias taxas de aplicação. Abernathy (1983) operou o sistema de Easley, SC, o qual era constituído de 3 patamares com rampas de 33,5 m de largura por 50,3 m de comprimento e declividade de 4%, DBO afluente = 126 mg/l (bruto) e 35 mg/l (secundário). Smith (1982) operou o sistema de Davis, Califórnia, o qual era contido em patamares, com 15 rampas de 512,0 m de largura total por 45,0 m de comprimento e declividade de 2%, DBO afluente = 111 mg/l (bruto) e 72 mg/l (primário).

Resultados da Literatura

Descrição do Método

O escoamento superficial é um método de aplicação de despejos líquidos no solo, o qual visa a seu tratamento e à recuperação da qualidade da água. Devido a sua eficiência, pode ser destinado para o uso em pequenas comunidades e agroindústrias. Nesse método, o despejo líquido é lançado na parte de montante de um patamar inclinado e recolhido na parte inferior (jusante), através de uma calha ou dreno, e dirigido até o ponto de lançamento. Recomenda-se que, em projetos definitivos de estação de tratamento que usam esse método de aplicação, os patamares sejam de largura igual ou superior ao comprimento. Esse procedimento melhora o desempenho do sistema por diminuir a influência de zonas secas que aparecem no final dos patamares e por aumentar o número de sulcos de escoamento neles.

Tabela 14.7 Resumo dos valores dos coeficientes do modelo matemático para dimensionamento do sistema de tratamento por escoamento superficial, com base na remoção da DBO.

Autor	Local	Esgoto	Equação de regressão	Taxa de aplicação
Smith & Schroeder	Davis (Califórnia) experiência de campo	** Bruto	$(c - 5)/co = 0,47\exp(-0,0729Z)$	0,10
			$(c - 5)/co = 0,45\exp(-0,0669Z)$	0,16
			$(c - 5)/co = 0,60\exp(-0,0558Z)$	0,25
			$(c - 5)/co = 0,59\exp(-0,0428Z)$	0,37
Smith & Schroeder	Davis (Califórnia) experiência de campo	** Primário	$(c - 5)/co = 0,36\exp(-0,0578Z)$	0,10
			$(c - 5)/co = 0,38\exp(-0,0549Z)$	0,16
			$(c - 5)/co = 0,51\exp(-0,0533Z)$	0,25
			$(c - 5)/co = 0,71\exp(-0,0478Z)$	0,37
Abernathy et al.	Ealey (SC) experiência de campo	** Bruto	$(c - 5)/co = 0,94\exp(-0,037Z)$	0,21
Abernathy et al.	Ealey (SC) experiência de campo	** Bruto	$(c - 5)/co = 0,76\exp(-0,039Z)$	0,45
Albernathy et al.	Ealey (SC) experiência de campo	** Bruto	$(c - 5)/co = 0,98\exp(-0,024Z)$	0,12

* Equação do primeiro estágio.

** Equação do segundo estágio.

Grau de Tratamento

A água residuária poderá ser aplicada no patamar na forma bruta ou após ser submetida a tratamento primário. De acordo com Overcash (1975), entre outros, o lançamento na forma bruta normalmente requer que a água residuária tenha recebido pré-tratamento (gradeamento e desarenação) para evitar a presença de materiais indesejáveis na superfície da rampa de tratamento. Overcash (1975) menciona o uso desse método para tratamento terciário de esgotos domésticos. Abernathy et al. (1985) obtiveram remoções de nitrogênio e fósforo em valores próximos ao do tratamento terciário. Smith (1982) e Tucker verificaram que o grau de tratamento é semelhante àqueles obtidos pelo processo de lodo ativado. Overcash (1975) constatou que os custos de operação e de manutenção do escoamento superficial são, respectivamente, 40% e 70% menores que o sistema de lodo ativado. O autor verificou que o escoamento superficial é um método adequado para tratar, além de efluentes brutos, os efluentes primários e secundários de outros sistemas com alto grau de qualidade.

Organismos Indicadores de Contaminação

Hunt et al. e Ibiebele & Inyang (1986) referem-se a problemas de segurança e de confiabilidade com os organismos indicadores de contaminação. Hunt et al. verificaram que aerossóis contendo coliformes foram arrastados pelo vento, quando se utilizou, na aplicação por aspersores, o efluente de uma lagoa facultativa no escoamento superficial. Ibiebele & Inyang (1986) investigaram a presença de coliformes e estreptococos no solo, verificando que na profundidade 0,30 m eles já são em número bastante reduzido se comparados com o número daqueles existentes na superfície do solo e que eles são ainda mais reduzidos para profundidades maiores. O decréscimo do número de microrganismos é função da característica do solo, havendo maior remoção quanto mais argilosos forem os solos.

Esses autores sugerem que sejam efetuadas pesquisas para definir novos indicadores da contaminação (helmintos, por exemplo), porque os atualmente utilizados, como coliformes e estreptococos, não são convenientes, pois são gerados na própria superfície do solo, devido à presença de pássaros, insetos e dos animais nas atividades agrícolas. Foi verificado em algumas ocasiões que, em efluentes do patamar, o seu número era maior do que aquele existente no despejo antes do lançamento.

Distribuição da Água

A Usepa sugere terrenos marginais para a implantação do escoamento superficial e, de preferência, que os solos tenham constituição argilosa. Solos com essa característica reduzem a percolação do despejo aplicado na rampa para o lençol subterrâneo de água, protegendo-o de uma possível poluição. A maior parte do líquido distribuído escoou pela superfície do patamar, uma parte irá para a atmosfera por evapotranspiração e outra infiltrará para o interior do solo. Gilde et al., em uma experiência realizada na cidade de Paris, Texas, EUA, em sistemas com patamares de 53,4 m de comprimento e edificados em solos pouco porosos, aplicou efluente secundário de uma indústria de conservas utilizando aspersores e verificou que, em média, a evapotranspiração foi de 18%, a infiltração, 21% e o escoamento superficial, 61%. Abernathy e Overcash et al. constataram em outros sistemas de tratamento percentuais de escoamento 67%-80% e 39%-53%, respectivamente.

Os primeiros utilizaram esgotos domésticos brutos em região com alto índice de chuvas, patamares de 50 m e solo pouco poroso. Os segundos utilizaram esterco de aves diluído em água (5,8l/ave), patamares de 18 m de comprimento e solo do tipo siltoso arenoso. Chen & Patrich (1981), utilizando reator de tamanho reduzido (1,20 m de comprimento e declividade de 4%) e aplicando várias taxas de esgoto do tipo sintético, obtiveram valores entre 54% e 69% na recuperação da quantidade de água aplicada.

Patamar de Controle

Na verificação da eficiência do método de aplicação, vários pesquisadores relacionaram o desempenho de sistemas que receberam despejos de esgoto doméstico ou industriais com sistemas que receberam apenas água limpa de boa qualidade (ou não receberam nenhum tipo de água), os quais funcionaram como controle. Das observações mencionadas pelos vários autores, merece destaque as de Gilde et al., os quais demonstraram que, no patamar de controle, o número de microrganismos da comunidade microbiana é constante e que, no patamar onde ocorreu o despejo, o número de microrganismos é significativamente maior e da ordem de 12 vezes mais, sendo mais elevados no início da rampa do que no final.

Os solos possuem atividade microbiana em número necessário para converter os constituintes orgânicos existentes nas águas residuárias para a forma mineral. Os autores recomendam que sejam feitas pesquisas para o emprego de inseticidas na vegetação do patamar para eliminar espécies indesejáveis (como moscas, larvas etc.). Nessa pesquisa foram utilizados inseticidas (não foi mencionado qual era a sua característica) que eliminaram larvas e caracóis (sendo alguns deles predadores de algas) que destruíram inclusive a vegetação sem, no entanto, afetar a biota na superfície do solo.

Qualidade do Efluente Final

Abernathy et al., Gilde et al, Smith, entre outros, registraram que, no escoamento superficial, qualquer que tenha sido o tipo de despejo utilizado ou o comprimento excedente do patamar adotado, o efluente final tratado tem DBO sempre superior a 5 mg/l. Smith & Schroeder admitem que esses valores se devem à solubilização de compostos no sistema solo-planta, e eles são mantidos mesmo que se utilize água de boa qualidade.

Ocorrência de Descarga de Efluente

Quanto à possibilidade da ocorrência de descarga de efluente de um patamar, foi verificado em uma experiência que, em solo do tipo siltoso-ardiloso, patamares de 45 metros de comprimento e 6% de declividade, somente teve descarga de efluente quando se aplicaram cargas hidráulicas, lâminas líquidas da ordem de 1,5 a 2,0 cm/semana (0,037 a 0,069 m³/h · m), de acordo com a pesquisa realizada por Overcash et al. e que, para terrenos com solo do tipo arenoso, o valor dessas cargas hidráulicas deverão ser maiores.

Necessidade de Cobertura Vegetal

Gilde et al. comentam que, em várias experiências realizadas em patamares sem vegetação, ou com carência delas, a capacidade de tratamento do reator foi bastante reduzida. Foi observado também que o excesso de vegetação orgânica na superfície do patamar acarreta prejuízo no desempenho do sistema. Na experiência da cidade de Paris, Texas, EUA, após período de 2 anos de aplicação do efluente, a grama utilizada no patamar foi substituída por espécies nativas da região (mistura de gramas) e a

causa foi, provavelmente, ou climática ou a alteração na característica do solo que, de alguma forma, favoreceram o seu desenvolvimento. Essa mudança na cobertura vegetal não afetou o sistema de tratamento, o qual continuou reduzindo a DBO de maneira satisfatória. Quando o sistema é contínuo durante o ano, como, por exemplo, no emprego do esgoto doméstico, é conveniente escolher vegetação como a grama tipo perene. No uso de despejos industriais que utilizam matéria-prima de produção sazonal, provavelmente se pode optar por uma vegetação cíclica que coincida com a atividade da indústria; a vantagem é que normalmente a vegetação que satisfaz essa condição, como o centeio, milho etc., tem a capacidade de reter mais quantidade de nutrientes do solo devido ao requerimento nutricional, possibilitando retorno financeiro, além de serem mais adequados às atividades agrícolas.

No Brasil, não há registro do emprego desse método de aplicação para tratamento de águas residuárias; somente alguns sistemas experimentais foram feitos. Na cidade de Populina, SP, tem sido desenvolvida pesquisa para sua utilização com esgotos municipais; Terada et al. registram que, de várias gramíneas pesquisadas, a opção recaiu na *Brachiaria humidicola* como vegetação de cobertura, por ter alta resistência às condições de umidade do solo, ser perene e possuir raízes bem profundas, entre outras. Atualmente, pesquisas têm sido efetuadas utilizando outras espécies de vegetação.

Concentração de OD no Efluente

Efluentes de estação de tratamento, de modo geral, ainda possuem alguma matéria orgânica biodegradável e, algumas vezes, a ausência de OD (oxigênio dissolvido), podendo o seu lançamento ainda provocar problemas em corpos de água receptores. Os sistemas de tratamento convenientemente projetados, que empregam o método do escoamento superficial, possuem a vantagem de, além de terem efluentes de rampas com pequena concentração de matéria orgânica, apresentarem algum OD no líquido tratado, antes de atingir o corpo receptor. Overman & Wolfe (1986), utilizando esgoto doméstico proveniente de um filtro biológico da estação de tratamento da Prisão Estadual da Flórida (EUA), empregou a taxa de $0,28 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$ em rampas de 46 m de comprimento e 2% de declividade apresentando o seguinte resultado: SST = 5,6 mg/l, DBO = 4,2 mg/l e OD $\geq 6,0$ mg/l.

Comparação do Escoamento Superficial com Lagoa Facultativa

Abernathy (1983) comparou os resultados do tratamento por escoamento superficial do esgoto doméstico bruto com o do efluente do sistema de lagoa facultativa. Os testes foram realizados na cidade de Easley, SC, EUA, verificando-se que o desempenho do escoamento superficial foi maior. No entanto, quando se comparou o resultado do escoamento superficial (esgoto bruto) com o processo combinado – lagoa facultativa + escoamento superficial – verificou-se que o desempenho deste último foi melhor na remoção do N_{total} e P_{total} e menos eficiente na remoção do SS (algas) – a DBO praticamente não alterou – do que aquele obtido quando se utilizou o escoamento superficial com o

esgoto bruto. A característica do sistema em Easley é a seguinte: rampas com 46 m de comprimento e 4% de declividade; cargas hidráulicas de aproximadamente 25 cm/semana, com freqüência de aplicação de 5 dias/semana; e nesta experiência foi verificado: característica do esgoto bruto: DBO = 126 mg/l, SS = 210 mg/l, $P_{\text{total}} = 7 \text{ mg/l}$, $N_{\text{total}} = 10 \text{ mg/l}$; efluente lagoa facultativa: DBO = 35 mg/l, SS = 107 mg/l, $P_{\text{total}} = 4 \text{ mg/l}$, $N_{\text{total}} = 14 \text{ mg/l}$; efluente do sistema combinado: DBO = 13 mg/l, SS = 62 mg/l, $P_{\text{total}} = 2 \text{ mg/l}$, $N_{\text{total}} = 7 \text{ mg/l}$. Os resultados são expressos em valores médios.

Aplicações de Altas Concentrações de Matéria Orgânica

O sistema de tratamento no solo pelo método do escoamento superficial também apresenta elevada eficiência de remoção para concentrações de afluentes com DBO relativamente altas. Na indústria Campbell Soup de Napoleon, Ohio, Gilde et al. verificaram remoção de 98% da DBO no efluente do patamar de tratamento. A DBO do afluente era da ordem de 616 mg/l e a do efluente, 23 mg/l.

O sistema também reduziu: 263 mg/l de SS para 16 mg/l; 7,6 mg/l de P_{total} para 4,3 mg/l; 17,4 mg/l de N_{total} para 2,8 mg/l; essas concentrações de descarga representam 93,5%, 42,5% e 83,9% de remoção, respectivamente. Além desses parâmetros, os autores verificaram que, sob efeito de chuvas (não foi mencionado o valor da intensidade e duração delas, apenas que ocorreram 144 cm de chuva/43 semanas), a eficiência foi ainda maior e que, em termos de descarga de massa (mg/min), atingiu valores de remoção de 99,1%, 98,2%, 61,5% e 91,5%, respectivamente, para DBO, SS, P_{total} e N_{total} .

Em outro tipo de indústria de alimentos, Perry et al. aplicaram efluente com DBO da ordem de 1.825 mg/l (1.650 a 2.000 mg/l). Os autores constataram que a eficiência de remoção melhorou quando aumentou a taxa de aplicação do efluente após o mesmo ter sofrido diluição, atingindo valores de 90% para a DBO. Overcash et al., utilizando esterco de aves diluído, obteve redução da DBO de 68,1% a 78,2% para valores de concentração variando entre 970 a 1.850 mg/l. Valores de remoção da DBO em termos de descarga de massa, para índices de chuva variando entre 14% a 40% do total das taxas aplicadas, foram entre 80% e 95,5%.

Aplicação de Altas Taxas

Normalmente, esse sistema é utilizado para taxas de aplicação entre 0,05 a 0,20 $\text{m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$. Wightman et al. investigaram taxas de aplicação com valores no intervalo 0,15-0,50 $\text{m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$ (13-57 cm/semana). Durante dois anos foram aplicados efluentes secundários e brutos de estações de tratamento de esgotos domésticos, em patamares de 36,5 m de comprimento e 2,5% de declividade, contendo uma mistura de grama como cobertura vegetal.

Resultados Experimentais

O escoamento superficial reduz satisfatoriamente bem concentrações de DBO, DQO, SS, N e P. A Tabela 14.8 apresenta uma resenha dos resultados obtidos por diversos pesquisadores em diferentes pesquisas. Nela estão registradas as características principais dos vários sistemas de tratamento, com os diferentes tipos de águas residuárias, grau de remoção etc.

O sistema mostrou-se excelente na remoção de DBO (87% a 93%) e SS (91% a 95%). Valores elevados de taxas de aplicação ou de cargas hidráulicas têm pouca influência no grau de remoção da DBO e SS e, conforme foi visto, apresenta eficiência muito alta. No entanto, o grau de remoção do nitrogênio e, principalmente, do fósforo é bastante afetado, da seguinte forma: quanto maior o valor da taxa de aplicação ou da carga hidráulica, menor será a remoção deles pelo escoamento superficial; sendo para a taxa de $0,50 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}$ a remoção do P de apenas 22% (valor médio).

O fósforo é removido por adsorção e pela vegetação e, segundo Khalid et al. (1982), a remoção será tanto maior quanto maior for o contato do esgoto (ou outro efluente) com as partículas do solo, até que se atinja o limite de adsorção daquele solo. Os autores verificaram também que solos que sofreram calagem removeram até 96% de P.

Projeto: Definição do Objetivo a Ser Alcançado

Da experiência de Wightman et al, conclui-se que, se a remoção de nutrientes não for necessária, é mais conveniente e econômico projetar sistemas de escoamento superficial com altas taxas de aplicação. É importante na utilização desse método a definição do objetivo a ser alcançado. Dado a excelência proporcionada pelo sistema água-solo-planta, o mesmo poderá ser empregado para: a) maximizar a oferta, otimizando o custo-benefício do processo para satisfazer o padrão de emissão prescrito na legislação vigente; b) recuperação parcial de um ou mais constituinte químico da água residuária aplicada; c) completa recuperação da qualidade da água que satisfaça propósito ou recusa. Para isso, basta que o projeto contemple patamares com dimensões, declividades e cobertura de vegetação convenientes e que aplique taxas hidráulicas adequadas.

Além das estruturas de pré-tratamento, o sistema não requer edificações ou obras “pesadas”. As ações construtivas limitam-se a algum movimento de terra para regularização do terreno, execução de pequenos diques, canais e calhas, disposição de tubos, fixação de cercas e plantio de vegetação ou cultura.

Von Sperling (1995) sugere concepções básicas de sistemas de disposição no solo, as quais são apresentadas na Figura 14.16.

Tabela 14.8 Quadro sinóptico dos resultados obtidos por diversos pesquisadores.

Autor	Despejo e características do tratamento	Taxa de aplicação m ³ /h · m	Período de aplicação h/dia	Comprimento m	Dedividade %	Parâmetro* mg/l	Remoção %
Abernath	248 m ³ – lagoa facultativa	26 cm/sem	5 d/sem	46	4	DBO(37) Sol. susp. (107) P-P _{tot} (3,9) N-N _{tot} (14,4)	89 90 49 68
	95 m ³ – esgoto bruto (aspersor fixo)	24 cm/sem	5 d/sem	46	4	DBO(126) Sol. susp. (210) P-P _{tot} N-N _{tot}	63 42 38 50
Chen & Patric	Esgoto Sim. (dextrose) – adição de comp. de N 25-75 mg/l (NH ₄) ₂ SO ₄	2,31l/h.m	8 h/dia (5 dias consec.)	1,2	4	N-NH ₄ ⁺	70-90
Gilde et al.	Efluente bruto da indústria de conservas vegetais (aspersor fixo)	1,27cm/d total 338 cm/43 sem + 144 cm chuva 12 meses	6-8 h/d (5 d/sem)	85-95	2-6	DBO (22) COT (264) SS (263) P _{tot} (7,6) N _{tot} (17,4)	98 90 93 42 83
Hunt et al.	Efluente secundário esgoto doméstico (aspersor fixo)	0,095	6 h/dia	44,5	2	BDO (22) SS (35) P _{tot} (10)	45,5 60 30
Khalid et al.	Esgoto dil (laborat.) com adição de comp. de P [KH ₂ PO ₄]	1,25 l/h.m 20 µgP/ml	10 h/dia	1,0	1,2	P	96,8- 65,3
Overcach et al.	Esterco de aves diluído (bruto)	0,204	2 h/24h	15 a 30	6-8	DBO (970-1.850) NTK (75-80)	68,1- 76,0 45,2- 64,0 39,3-
	Escala piloto (vávula de êmbolo com orifício largo)	0,333	2 h/48h	15 a 30	6-8	P _{tot} (21-35) NTK (75-80) P _{tot} (21-25)	55,0 54,9- 76,1 45,3- 63,0
Overman & Wolfe	Esgoto dom. secund. prov. filtro biológico (aspersor fixo)	0,28 m ³ hm	24 h/dia semana sim semana não	46	2	DBO (11-95) SST (60) N- NH ₄ ⁺	90 90 65
Perry et al.	Efluente bruto de indústria de alimentos (-)	0,021 a 0,155	8 h/dia (-)	67,1	-	DBO (1.150-2.000) SS (-)	88,4- 99,0 95,5- 99,2
Smith & Schroeder	Esgoto bruto	0,16-0,37	8 h/dia 5 d/semana	45	2	DBO (111,9) SS (185) NTK (43,5) P -	90-98 - 44-84 -
	Efluente primário (spray)	0,18-0,37	8 h/dia 5 d/semana			DBO (72,5) SS (71,6) NTK (34,7) P -	90-95 - 28-80

Tabela 14.8 Quadro sinóptico dos resultados obtidos por diversos pesquisadores. (continuação)

Autor	Despejo e características do tratamento	Taxa de aplicação m ³ /h · m	Período de aplicação h/dia	Comprimento m	Declividade %	Parâmetro* mg/l	Remoção %
Tucker & Vivado	Efluente de lagoa (dom. + laticínio + cons. vegetal) (aspersor fixo)	0,15	7 h/dia após os 7 dias de descanso um pátamar	49	2,5-5,5	DBO (610) SS (370)	95 90
Wightman et al.	Esgoto doméstico (após pré-tratamento) (tubo perfurado)	0,12 a 0,52	8 h/dia 5 d/semana	36,5	2,5 5 d/semana	DBO (101) SS (129) N-NTK (22) PT (6,90) N-NO ₃	90-94 91-96 70-90 40-80 -340-269

14.7 A Disposição no Solo de Lodos Provenientes de Estações de Tratamento de Águas Residuárias

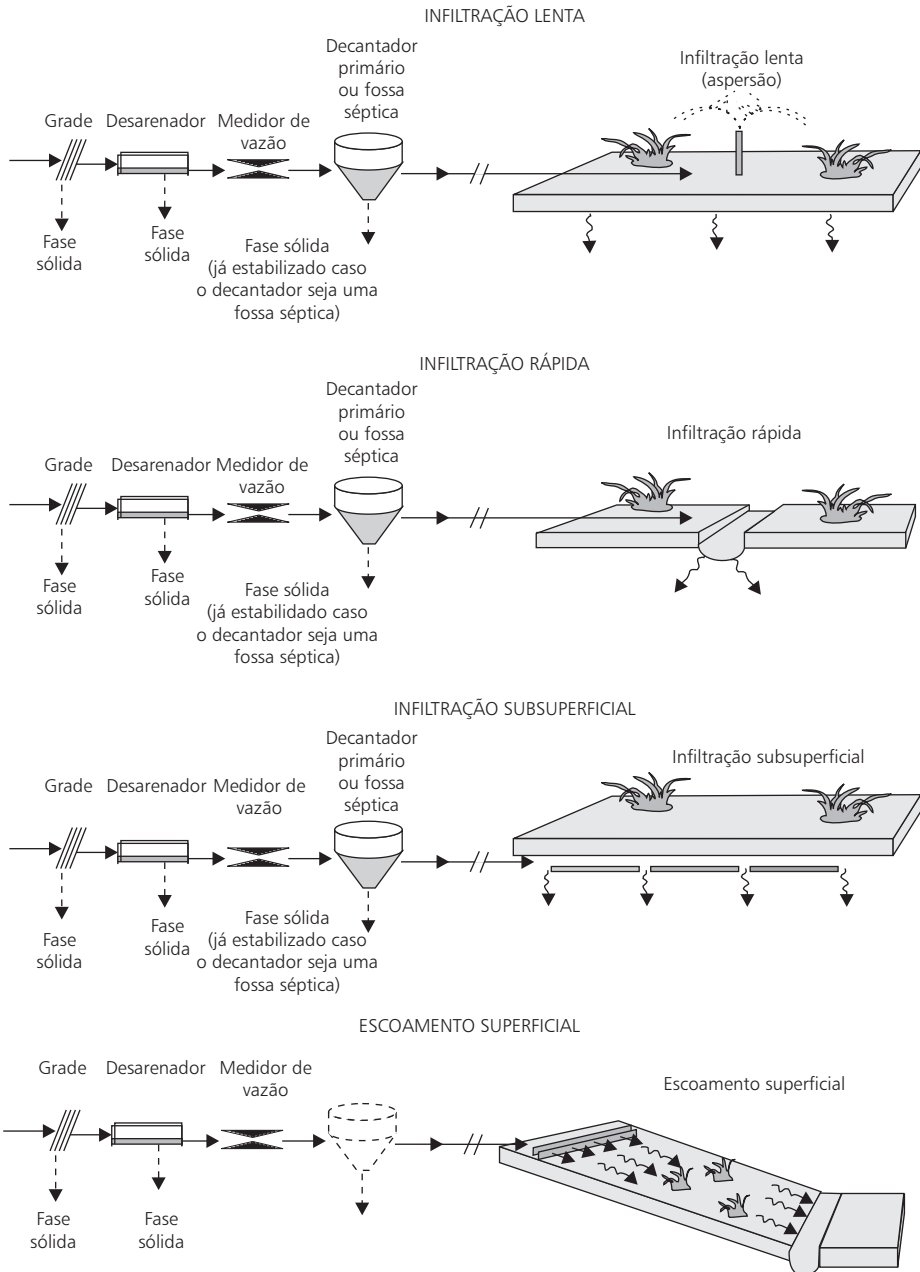
O tratamento da maior parte dos esgotos domésticos e principalmente dos despejos industriais produz um lodo que pode ser disposto de uma maneira tal que a qualidade do meio não seja adversamente afetada. A quantidade de lodo varia em função do tipo de despejo e do sistema de tratamento utilizado.

Há numerosos métodos de tratamento de lodos, porém o seu destino final só pode ser a terra ou o mar (e eventualmente a incineração). Na Inglaterra, por exemplo, o lodo produzido em estações de tratamento municipais que recebem uma mistura de esgoto doméstico e despejo industrial atinge 1.000.000 t de sólidos secos por ano, dos quais 20% são despejados no mar, 40% são aplicados sobre o solo para fins agrícolas e 40% são lançados sobre o terreno com outros propósitos (Carroll).

A disposição de despejos nos oceanos vem sendo realizada há muitos anos, e experiências na Inglaterra demonstram que, se as operações forem cuidadosas, principalmente com despejos tóxicos, essa prática não representa perigo. A utilização do mar se deve: primeiro, às condições da água dos oceanos ter grande capacidade de tamponamento para substâncias ácidas ou para substâncias alcalinas (para deslocar o pH da água do mar da faixa 6-10 são necessários 55 mg/l de ácido clorídrico ou 73 mg/l de ácido sulfúrico ou 120 mg/l de soda cáustica); segundo, sua grande capacidade de diluição. Entretanto, é essencial que se mantenha um controle estrito e monitoramento contínuo. Atualmente, o lançamento nos oceanos não é permitido.

A maior parte dos despejos tóxicos produzidos na Inglaterra são dispostos sobre o terreno. Embora o risco de poluição das águas seja o mais importante, há outros riscos, como incêndios, explosões e perigo para a pele das pessoas que podem ultrapassar a área de lançamento.

SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO NO SOLO



Fonte: Adaptado de Von Sperling.

Figura 14.16 Sistemas de disposição no solo.

Se essa área for coberta com terra e usada para fins agrícolas, o risco de materiais tóxicos serem absorvidos pelas plantas pode ser muito grande, sendo essencial um controle contínuo do uso da terra, mesmo após interrompido o lançamento sobre o terreno.

A possibilidade de poluição de fontes de água por lixiviação dos despejos requer estudo cuidadoso. Para que ocorra a lixiviação, devem ser levados em consideração os seguintes fatores:

- Necessidade de chuva em quantidade suficiente para exceder a evaporação e a transpiração das plantas que crescem no local.
- Possibilidade das substâncias tóxicas serem dissolvidas na água de percolação.
- A água de percolação contendo as substâncias tóxicas lixiviadas do aterro deverá alcançar o lençol freático.
- A água contida no material tóxico pode percorrer o aquífero e alcançar um poço, fonte ou curso d'água.

O risco de poluição da água resultante do lixiviamento pode ser minimizado se forem tomados cuidados especiais na escolha da área de lançamento. Após a água ter penetrado no aquífero, é virtualmente impossível efetuar o controle. Portanto, é necessário prevenir a percolação.

Normalmente, esses lodos são caracterizados por sua alta putrescibilidade, contendo ainda grandes quantidades de matéria orgânica responsáveis pela presença dos sólidos voláteis e alta concentração de bactérias. O lodo de esgoto doméstico digerido contém muitos sais que, após devida correção, poderão ser aplicados no solo a ser considerado adequado para o emprego na agricultura.

Por constituir-se de muito material fibroso, ele apresenta uma textura conveniente para aumentar a porosidade dos solos e, em conseqüência, é um melhor condicionador de água e permite a circulação do ar. O sobrenadante do digestor também apresenta o mesmo benefício e pode ser igualmente disposto no solo.

Os lodos possuem grandes concentrações de bactérias e, evidentemente, muitas são patogênicas. No processo da digestão há uma inibição do seu desenvolvimento, não se podendo, porém, afirmar que a digestão tenha necessariamente um efeito letal total e, em conseqüência, é sempre necessário maior cuidado na disposição destes sobre os terrenos para evitar riscos.

Assim, a sobrevivência de organismos patogênicos no solo, nas águas do solo e na vegetação assume papel de importância na saúde pública.

Aspectos Gerais da Aplicação de Lodo no Solo

Metais Pesados

A aplicação de lodo de esgotos no solo é muito antiga nos Estados Unidos. Na fazenda Great Billing, próxima à cidade de Northampton, desde 1875, são aplicados continuamente lodos de esgotos no solo. Essa fazenda, até 1970, foi destinada à criação de porcos e ao pastoreio e, após essa data, às atividades agrícolas, com o plantio principal constituído de cereais. A cidade, que é um centro da indústria de couro e de galvanoplastia (eletrodeposição), cresceu e reduziu a área de solo destinada à deposição de lodo das estações de tratamento.

O nível de tratamento dos despejos foi modificado a partir de 1950, mas o lodo até hoje é disposto no solo dessa fazenda. Devido à origem, a concentração de metais pesados nesse lodo é elevada, requerendo uma taxa de aplicação reduzida nesse solo para não afetar significativamente o campo agrícola. Coombes et al. (1985) verificaram que o emprego de uma taxa de 31 t de sólidos secos/ha promoveu aumento significativo desses metais no solo e na vegetação do cereal ali cultivado. O solo possuía densidade variando entre 0,70 e 0,94 g/cm³; porcentagem de matéria orgânica entre 8,4% e 22,3% e pH entre 5,8 e 7,4. O aumento das concentrações (mg/kg sólido seco) dos metais no solo foram, em média: Cd, 200 vezes; Cr, 100 vezes; Cu e Pb, 16 vezes; Zn, 10 vezes; e Ni, 2 vezes. O aumento das concentrações (mg/kg sólido seco) dos metais na vegetação foram em média: Cd, 6 vezes; Cr, 3 vezes; Cu, Zn, Pb e Ni, 2 vezes.

Wiseman & Zibilske (1988) estudaram a camada de 0 a 15 cm do solo que recebeu lodo com as características apresentadas na Tabela 14.9. Foi verificado que a presença de sais de cromo tem efeito inibidor no processo biológico no solo e que concentrações de Cr até 700 mg/kg solo não afetam a população microbiana que degrada os compostos de nitrogênio, mesmo que a aplicação do lodo no solo seja sucessiva. As taxas aplicadas ao solo foram de 6,65 g/kg de solo para lodo de esgoto doméstico e 9,75 g/kg de solo para os lodos de esgoto municipal (esgoto doméstico + curtume). O grau de degradação dos dois lodos foi semelhante, conforme observação feita em testes com CO₂, produzido com a degradação do lodo de esgoto doméstico ligeiramente maior. A adição sucessiva de lodo não afeta o grau de degradação dos compostos de carbono e nitrogênio.

Decomposição da Matéria Orgânica

Sweeney & Graetz (1988), analisando a aplicação de efluentes de digestores de vários despejos, verificaram que, embora as concentrações de C, Ca, Mg, K, P, N, Al, Cu, Fe, entre outros, sejam diferentes em cada efluente, a decomposição após os 20 primeiros dias é bastante semelhante. A avaliação foi feita em amostras de solos que receberam despejos de melaço, de chiqueiros e de currais, sendo que os dois primeiros possuíam uma concentração de carbono igual a 250 g/kg e o de bovino, 152 g/kg de

lodo. A investigação foi feita mediante análise química quantitativa do CO₂ liberado até o 200º dia e verificado que a produção de CO₂ foi semelhante para os três despejos, e os seus valores aproximados foram da ordem de 100 mg CO₂/50 g solo.

Tabela 14.9 Composição química do solo e do lodo de estação de tratamento de Charleston, Me, EUA.

Elemento	Concentração do lodo mg/kg		
	Solo*	Doméstico**	Municipal***
C Total	40.000,0	476.400,0	349.200,0
NTK	2.884,0	50.260,0	45.220,0
N-NH ₄ ⁺	9,0	2.700,0	702,0
N-NO ₃ ⁻	18,6	< 1,0	< 1,0
P	2.015,0	11.780,0	4.061,0
K	690,0	4.602,0	359,0
Ca	0,6	1,0	0,6
Mg	590,0	2.600,0	875,0
Na	104,0	819,0	11.362,0
Cr total	31,2	130,0	38.220,0
Cu	12,7	101,6	76,2
Fe	363,0	45,0	5.590,0
Ni	16,0	11,0	11,0
Pb	10,4	0,0	124,3
Zn	52,0	248,0	255,0
pH	6,6	6,0	7,5

Observação: Não foi apresentado originalmente o peso específico do solo.

* Solo do tipo franco-arenoso (USDA).

** Lodo da atividade doméstica.

*** Lodo da estação de tratamento municipal (esgoto doméstico + curtume).

Fonte: Adaptado de Wiseman & Zibilske.

Taxa de Aplicação

Manson & Merrit (1988) recomendam o emprego no solo da taxa de 98,8 t/ha para aplicação de sólidos secos provenientes de digestores das estações de tratamento de esgotos domésticos. O emprego dessa taxa em solos arenosos não provocou qualquer tipo de dano na água do lençol freático, situado a 1,22 m de profundidade, após dez anos de aplicação. As análises realizadas na água do lençol referiam-se a sólidos, nitratos, metais e bactérias. De acordo com esses autores, solos que têm poços rasos de abastecimento e que recebem lodos de estações de tratamento devem estar situados entre si a uma distância superior a 90 m, para a proteção dessas águas. Se os solos

tiverem características ácidas, por causa dos metais pesados, o valor das taxas de aplicação deverá ser menor e da ordem de 24,7 t/ha, aceitando excepcionalmente um valor-limite de 49,4 t/ha, com adequado monitoramento.

Os autores verificaram, também, que o lodo foi benéfico à vegetação e que a concentração de metais pesados nesse lodo era a seguinte: 0,6 mg/l Cd, 26,0 mg/l Cu, 190,0 mg/l Ni e 64,0 mg/l Zn.

Custo de Transporte

Vários municípios do Estado de Ohio (EUA) – com predominância de solos agrícolas – empregam lodo digerido das estações de tratamento no solo, com uso de caminhões-tanque, a um custo médio de US\$ 268/t de sólidos secos, sem, no entanto, fixar a distância média de percurso. A cidade de Kenton, com 9.000 habitantes, está situada a noroeste do Estado de Ohio e produz cerca de 260 t de sólidos secos por ano, os quais são dispostos em uma área de 2,43 ha (98,8 t/ha) há dez anos. Observações idênticas foram obtidas em outros municípios daquele estado. Os autores verificaram as mesmas vantagens registradas pelos outros autores citados, acrescidos de que a disposição no solo recupera recursos financeiros, pois a venda de lodo como fertilizante ajuda no pagamento das despesas com a operação e o dinheiro vertido no solo nunca é perdido.

Referências Bibliográficas

- ABERNATHY, A.R. (1983). Wastewater Treatment by Overland Flow, 38th. *Journal of Industrial Waste Conference*, Purdue Univ., Proceedings, p. 47-55.
- ABERNATHY, A.R.; ZIRSCHKY, J.; BORUP, M.B. (1985). Overland Flow Wastewater Treatment at Easley, S.C. *Journal of Water Pollution Control Federation*, New York, 57 (4): 291-299.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19ed., New York, 1268p.
- ANDRADE NETO, C. (1992). O Uso de Esgotos Sanitários e Efluentes Tratados na Irrigação. In: 9^o CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM (IX CONIRD-ABID). *Anais*. v.2, p.1961-2006.
- ANDREOLI, F.N. (1996). *Estudo da Influência da Taxa de Aplicação e Profundidade do Leito Filtrante no Desempenho do Processo de Infiltração Rápida, para Tratamento Secundário de Esgoto Sanitário*. Vitória, ES, 95p. Dissertação (Mestrado) – CT-UFES.
- ARAUJO, G.C. (1998). *Avaliação do Pós-tratamento de Efluentes de Reatores UASB Através de um Sistema de Aplicação Superficial de Esgotos no Solo*. Belo Horizonte, MG, 130p. Dissertação (Mestrado). DESA-UFMG

- ARNULFO, P.S. (1976). *La Experiencia en Mexico sobre el Reuso u la Disposicion de Aguas Residuales en el Terreno*. Simposio sobre Tratamiento y Disposición de Aguas Residuales, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria del Ambiente (CEPIS), Buenos Aires, Argentina, 15-18 Junio, 41p.
- BATAGLIA, C. et al. (1983). *Métodos de Análise Química de Plantas*. Boletim Técnico n.78, São Paulo, Governo do Estado de São Paulo – Secretaria da Agricultura e Abastecimento – Coordenadoria da Pesquisa Agropecuária/Instituto Agrônômico de Campinas, nov., 48p.
- BELL, C.; COX, W.E.; FIEDLER, G. (1983). Land Application of Wastewater: Water Rights Issues. *Journal of Water Resourcer Planning and Managment*, ASCE, 109 (4): 287-302, Oct.
- BIDONE, F.R.; SANTOS, C.A. (1991). Tratamento de Esgotos por Bacias de Infiltração: O Caso Prático de Capão da Canoa, RS. In: 16º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. *Anais*. v.2, Tomo I, p.317-325.
- BRAGA, F.S. *Disposição de Esgotos Sanitários por Infiltração Rápida, sob Condições de Campo de Laboratório, em Solo Arenoso de Região Litorânea*. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos.
- CHEN, R.L.; PATRICK, J.R.W.H., (1981). Efficiency of Nitrogen Removal in a Simulated Overland Folw Wastewater Tratment System. *Journal of Environmental Quality*, 10 (1): 98-103.
- COOMBES, C.; DANIELS, J.; WU, D.K.C. (1985). Agricultural Utilization of a Historic Sewage/Sludge Farm. *Journal of Institute of Water Pollution Control*, England, 84 (1): 56-69.
- COMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (1983). *The Influence of Sewage Judge Application on Physical and Biological Properties of Soils*. Proceedings of a Seminar held in Munich, June, p.23-24, 1981, D. Reidel Publishing Co, Dordrecht: Holland, Boston; EUA, London: Eglant, 1983, 253p.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. *Utilization of Sewage on Land Rates of Application and Long-term Effects os Metals*. Proceedings of a Seminar hesd at Uppsala, June 7-9, 1983, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Boston, Lancaster, 1984, 229p.
- CORAUCCI FILHO, B. et al. (1997). *Evoluacion de la Salinidad del Suelo en Area de Tratamiento de Alcantarilla Doméstica*. II Chiach Chilan, Chile, p.1-10
- CULP, G.L. et al. (1979). Land Treatment and Advanced Wastewater Treatment Alternatives for South Tahoe. *Journal of Water Pollution Control Federation*, New York, 51 (10): 2487-2498, Oct.
- DEPARTAMENTO DE FERTILIDADE DO SOLO. *Métodos de Análise Química de Solos: Adaptações do Método de Extração por Resina*. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Jaboticabal (no prelo).

- DIAMOND, J.M.; HALL, J.C.; PATTIE, D.M.; GRUBER, D. (1994). *Use of an Integrated Monitoring Approach to Determine Site-specific Effluent Metal Limits*. Water-Environ. Res., v.66, n.5, p.733-743
- ECONOMIC AND TECHNICAL REVIEW REPORT (1975). *Spray Irrigation of Treated Municipal Wastewater*. Environmental Protection Service, University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canadá.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (1976). *Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents, Case Histories*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 79p.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (1976). *Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents*. Design Factors, I.U.S., Environmental Protection Agency, (EPA), 49p.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (1976). *Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents*. Design Factors, II U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 72p.
- FIGUEIREDO, R.F. *Effects of Rainfall on the Performance of the Overland Flow Wastewater Treatment Process*, Davis, California, 1982, 144p. Ph. D. Thesis – Department of Civil Engineering, University of California.
- FIGUEIREDO, R.F. (1985). Tratamento de Esgotos pelo Processo de Escoamento Superficial no Solo. *Revista DAE*, 45 (140): 62-66.
- FIGUEIREDO, R.F.; SMITH, R.G.; SHROEDER, E.D. (1984). Rainfall and Overland Flow Performance. *Journal Environmental Engineering*, ASCE, 110 (3): 768-794.
- FULLER, W.H.; WARRICK, A.W. (1998). *Soils in Water Treatment and Utilization – v.1: Land Treatment*. 3ed., Boca Raton, CRC Press Inc., cap.1, p.27-28.
- HAWKINS, G.L.; HILL, D.T.; ROCHESTER, E.W.; WOOD, C.W. (1995). *Evaluation of Overland Flow Treatment for Swine Lagoon Effluent*. Trans. Asae, v.38, n.2, p.397-402.
- HEIKKINEN, K.; IHME, R.; OSMA, A.M.; HARTIKAINEN, H. (1995). *Phosphate Removal by Peat from Peat Mining Drainage Water During Overland Flow Wetland Treatment*. J. Environ. Qual., v.24, n.4, p.597-602.
- HORNER, R.R.; WELCH, E.B.; BUTKUS, S.R.; SPYRIDAKIS, D.E. (1987). *Management Significance of Bioavailable Phosphorus in Urban Runoff*. National Technical Information Service, Springfield, Project Completion Report, June, 82p.
- HUTTUNEN, A.; HEIKKINEN, K.; IHME, R. (1996). *Nutrient Retention in the Vegetation of an Overland Flow Treatment System in Northern Finland*. Aquat. Bot., v.55, n.1, p. 61-73.
- IBIEBELE, D.D.; INYANG, A.D. (1986). Environmental Movement of Indicator Bacteria from Soil Amended with Undigested Sewage Sludge. *Journal of Environmental Pollution* (Series A), Elsevier Applied Science Publishers Ltda., England, 40 (1): 53-62.

- JEWELL, W.F.; SEABROOK, B.L. (1979). *A History of Land Application as a Treatment Alternative*. U.S. Environmental Protection Agency, M.C.D. – 40, Washington, D. C., 83p.
- KHALID, R.A.; PATRICK, W.H.; MIXON, M.N. (1982). Phosphorus Removal Process from Overland Flow Treatment of Simulated Wastewater. *Journal of Water Pollution Control Federation*, New York, 54 (1): 61-69.
- KING, L.D. (1982). *Land Application of Environmental Quality*. Madison, W.I., 11 (4): 638-644.
- KRUZIC, A.P. (1997). *Natural Treatment and On-site Processes*. Water Environ.-Res., v.69, n.4, p.522-526.
- KRUZIC, A.P.; WHITE, K.D. (1996). *Natural Treatment and On-site Processes*. Water-Environ. Res., v.68, n.4, p. 498-503.
- KRUZIC, A.P. (1994). *Natural Treatment Systems*. Water-Environ.-Res., v.66, n.4, p.357-361
- LOEHR, R.C. (1984). *Pollution Control for Agriculture*. Academic Press, Inc. Second Edition, New York, 467p.
- MANSON, R.J.; MERRITT, C. (1975). Land Application of Liquid Municipal Wastewater Sludges. *Journal of Water Pollution Control Federation*, New York, 47 (1): 20-29, Jan.
- METCALF; EDDY, INC. (1991). Land Treatment Systems. In: *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 3ed., Boston, McGraw-Hill, cap. 13, p.927-1016.
- NUCCI, N.L.R.; ARAUJO, J.L.B.; SILVA, R.J.C. (1978). *Tratamento de Esgotos Municipais por Disposição no Solo e sua Aplicabilidade no Estado de São Paulo*. Centro de Estudos e Pesquisas de Administração Municipal, São Paulo, 70p.
- OVERCASH, M.R. (1975). Implication of Overland Flow of Liquid Municipal Wastewater Sludges. *Journal of Water Pollution Control Federation*, New York, 47 (1): 20-29.
- OVERMAN, A.R.; WOLFE, D.W. Overland Flow Treatment of Wastewater at Florida State Prison. *Journal of Water Pollution Control Federation*, New York, 58 (9): 903-910, Sep.
- PAGANINI, W.S. (1997). *Disposição de Esgotos no Solo (escoamento à superfície)*. Fundo Editorial da AESABESP, São Paulo, 232p.
- PARDUE, J.H.; DELAUNE, R.D.; PATRICK, W.H. (1988). Removal of PCBs from Wastewater in a Simulated Overland Flow Treatment System. *Water Research WATRAG*, v.22, N.8, p.1011-1015, August.
- RAIJ, B.V.; ZULLO, M.A.T. *Métodos de Análise de Solo*. Circular n.63, Campinas, Instituto Agrônômico de Campinas (IAC), Jan., 17p.

- REILY, J.M.; WOJNAR, H.A. (1992). Treating and Reusing Industrial Wastewater: Constructed Wetland Reduces Ammonia, Solids and Metals. *Water Environment & Technology WAETEJ*, v.4, n.11, p.52-53, November.
- SAMPAIO, S.P. (1994). *Contribution a Letude du Traitement de EAUX Residuaires Urbaines par Infiltration – Percolation sur massif sableux*. XII, 293p., These (Doutorat) – L'UNIVERSITE Paris.
- SMITH, R.G. (1982). *The Overland Flow Process – A viable alternative for the removal of organic from wastewater: a predictive model*. *Environmental Progress*, 1 (3): 195-205.
- SMITH, R.G.; SCHROEDER, E.D. Field Studies of Overland Flow Process for the Treatment of Raw and Primary Treated Municipal Wastewater. *Journal of Water Pollution Control Federation*, New York, 57 (7): 785-794.
- SWEENEY, D.W.; GRAETZ, D. (1988). Chemical and Decomposition Characteristics of Anaerobic Digester Effluents Applied to Soil. *Journal of Environmental Quality*, Madison, WI, 17 (2): 309-313.
- TAYLOR, G.L.; NEAL, L.A. (1982). *Land Treatment of Waste as na Industrial Siting Advantage*. Proceedings of the 37th Industrial Waste Conference, Purdue Univ., p.233-238, May 11, 12 and 13.
- TEDALDI, D.J.; LOEHR, R.C. Performance of an Overland Flow System Treating Food-processing Wastewater. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation RJWFE7*, v.63, n.3, p.266-275, May/June.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1984). *Supplement, on Rapid Infiltration and Overland Flow*. EPA 625/1-81-031^A, Cincinnati, Ohio, 121p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992). *Waster Treatment/Disposal for Small Communties*. EPA 625/R – 92/005, Cincinnati, Ohio, 110p.
- VIEIRA, D.B. (1983). *Engenharia de Irrigação*. v.1 e v.2, 1ed., Limeira, Faculdade de Engenharia de Limeira, Unicamp, 433p.
- VIERIA, D.B. *As Técnicas de Irrigação*. Editora Globo, Coleção do agricultor – irrigação, 2ed., 263p.
- VON SPERLING, M. (1995). *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, v.1, 240p.
- WISEMAN, J.T.; ZIBILSKE, L.M. (1988). Effects of Sludge Application Sequence on Carbon and Nitrogen Mineralization in Soil. *Journal of Environmental Quality*, Madison, WI, 17 (2): 334-339.

Capítulo 15

Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial

David da Motta Marques

15.1 Introdução

Estudos de ecossistemas têm mostrado que os padrões de sistemas, humanos e da natureza, que se sobressaem são simbióticos, uma vez que dois sistemas acoplados mostram maior eficiência do que dois sistemas separados e que não são mutuamente reforçantes. As técnicas de projeto e operação da economia que levam em consideração a natureza são denominadas de ecotecnologia. A ecotecnologia desenvolve projetos que podem competir e sobreviver de tal maneira que humanos se tornam parceiros/sócios da natureza.

A ecotecnologia nada mais é do que o gerenciamento da auto-organização em ecossistemas. Nesse processo tem-se, então, manipulações ambientais por seres humanos, usando pequenas quantidades de energia para controlar sistemas nos quais as principais fontes de energia ainda são naturais e não tecnológicas. A partir desse princípio, desenvolvem-se e perenizam-se padrões que aumentam a eficiência. Isso é feito pelo reforço das vias de fluxo alternativas mais fortes fornecidas pela variedade de espécies e atividades humanas. Os padrões mantidos são aqueles que utilizam tanto os recursos como os resíduos de maneira eficiente. A interferência humana no processo de auto-organização permite, então, que projetos de ecotecnologia suplantem o uso perdulário do trabalho da natureza, ou seja, um uso adequado dos serviços prestados por ecossistemas (Figura 15.1).

A ecotecnologia, como qualquer outra tecnologia, desenvolve projetos para resolver problemas, reforçando o que funciona. No processo de projeto identificam-se as alternativas gerenciais para políticas públicas que maximizem o reforço mútuo das economias da humanidade e da natureza. Em vez de destruir um sistema substituindo-o por novas construções, a ecotecnologia forma uma interface, permitindo que a economia

da humanidade use contribuições de trabalho do ambiente (redução de custos). Desenvolvem-se, portanto, padrões com a natureza que trabalhem/functionem e perdurem. Tais projetos são auto-organizáveis e visam à eficiência máxima.

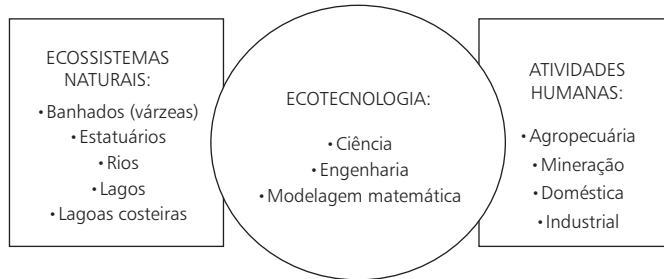


Figura 15.1 Relação entre ecotecnologia e economias da natureza e humana.

15.2 Características da Ecotecnologia

Controle por Mecanismos de Grande Escala

A ecotecnologia procura mecanismos de controle nos sistemas hierarquicamente superiores em que o problema se encontra. O sucesso depende da forma pela qual a paisagem funciona à medida que interage com as ações controladoras da economia humana. Na hierarquia dos componentes da economia e ambiente, o controle é exercido pelos componentes maiores sobre os menores, uma vez que os maiores têm tempos de *turnover* mais longos, territórios de ação maiores e maiores estoques de informação. As flutuações dos componentes menores são absorvidas à medida que fornecem suporte para elementos hierarquicamente superiores.

Um princípio básico da economia diz que a competição livre ilimitada no nível do indivíduo humano gerará automaticamente padrões de sucesso em uma escala maior e envolvendo a natureza. Na maioria das vezes, a maximização dos benefícios individuais, na forma de agregação de valor econômico, deprecia a vitalidade de toda a economia. Isso ocorre pela eliminação de serviços da natureza como purificação de água, a capacidade de disposição de resíduos líquidos de terras úmidas (terra úmidas/brejos) e produção de pescado. No entanto, com a ecotecnologia é possível a coordenação do trabalho da natureza e seres humanos levando isso à eficiência máxima da economia.

Princípio de Auto-organização

O processo de auto-organização ocorre em escala global à medida que ecossistemas se adaptam às condições de contorno, as quais mudam continuamente. Ecossistemas são inicialmente simples, mas com crescente complexidade atingem diferentes estágios

em sucessão. No período inicial do processo de auto-organização estabelece-se uma competição por energia, recursos materiais e espaço (Figura 15.2). Nesse estágio prevalecem espécies que são capazes de captar esses novos recursos de forma rápida, tendo como conseqüência a diminuição da diversidade. Com o tempo, espécies especializadas e mais eficientes entram no sistema e tendem a substituir as colonizadoras. Nessa fase do processo de auto-organização estabelecem-se os ciclos e as espécies que permanecem são aquelas que contribuem para o sucesso entre si e não competem.

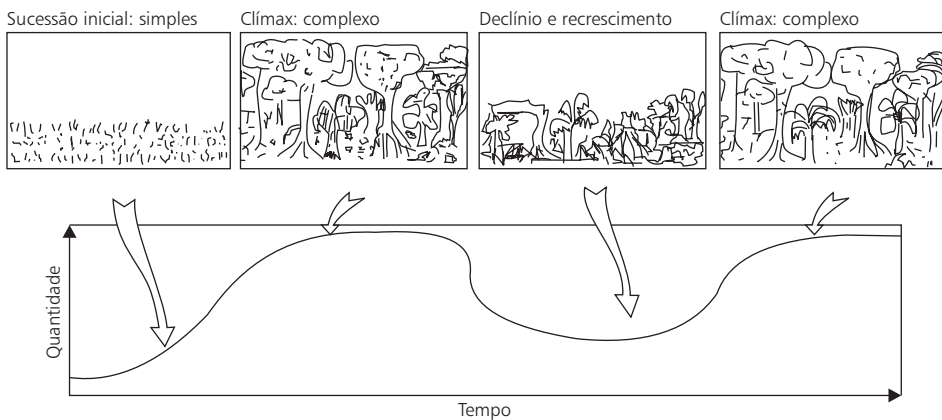


Figura 15.2 Sucessão e o aumento de complexidade, produção bruta, biomassa e diversidade.

A partir dos mesmos aportes de ecossistemas (os quais se parecem), como a luz e espécies, é possível verificar o processo de auto-organização em microcosmos. Ocorre o estabelecimento de padrões de ecossistema comuns, como a produção, consumo, reciclagem, diversidade, hierarquias e estocagem de matéria orgânica. Após um período inicial de competição, as espécies que permanecem são aquelas que reforçam/contribuem para outras espécies por meio da ciclagem de nutrientes, controle de diversidade espacial e regulação de população. Condições distintas aplicadas (condições de contorno) levam ao desenvolvimento de diferentes combinações de espécies (mecanismos de cooperação) na forma de uma sintonia entre partes. O aporte de informação (espécies) e outros elementos a partir de sistemas vizinhos pode levar a altos níveis de produção.

Nos estágios finais do processo de auto-organização, tudo o que é produzido é consumido, no entanto, agora, a potência no sistema é derivada não só do uso de todos os recursos disponíveis como também do uso eficiente desses mesmos recursos. Verifica-se, então, um incremento na diversidade, na complexidade da estrutura, produção do sistema (com acumulação de matéria orgânica morta) e com cada vez menos energia usada em competição (definição de nichos).

Este processo de auto-organização também ocorre similarmente nas sociedades humanas, nas quais competição e crescimento dão lugar à cooperação e eficiência por meio da especialização. Para cada perturbação (fenômenos de grande escala) do sistema, nova sucessão é iniciada, de tal modo que o processo de auto-organização não pára.

Embora uma ecotecnologia possa começar com um sistema natural, o ecossistema resultante será diferente em função das condições impostas para o seu desenvolvimento. Os processos de auto-organização observados em microcosmos podem ser constatados também em sistemas naturais, o que leva a entendê-los como os mecanismos para desenvolver ecossistemas funcionais de alto metabolismo. Ou seja, o instrumento de trabalho da ecotecnologia é a capacidade de auto-organização dos ecossistemas.

A auto-organização de ecossistemas que leva a novas condições pode ser verificada em todos os locais onde o ser humano altera a paisagem. A ecotecnologia aqui consiste no estabelecimento de condições e aportes (condições de contorno) e no desenvolvimento de pacotes de informação (sementes/espécies), e sua ordem de introdução, para acelerar a auto-organização e atingir essas condições.

A auto-organização produz projetos que levam partes e processos a contribuírem para a função do sistema (fluxo geral de energia). Essas partes e processos são reforçados por mecanismos de feedback (grandes animais \times plantas \times sementes \times ciclagem de nutrientes; cópia de processos produtivos *versus* controle da natureza), ou seja, mecanismos de controle. As condições de contorno levam a auto-organização a reforçar a biomassa, a diversidade, a eficiência e a habilidade para processar um produto químico/nutrientes/matéria orgânica. Os componentes reforçam a si e também a outras partes do sistema maior.

O que resta da auto-organização são vias circulares que retroalimentam efeitos úteis proporcionalmente ao que foi necessário para os gerar. Essas retroalimentações de controle são executadas por níveis superiores na hierarquia do sistema, reforçando componentes que contribuem para o resto do sistema. Por exemplo, a comunidade complexa de microrganismos e animais do solo que reciclam efetivamente minerais reforçam plantas cuja matéria orgânica é compatível com a capacidade decompositora daqueles organismos.

A auto-organização dos sistemas envolve, portanto, mudanças de espécies presentes, dominantes ou características e a reorganização de cadeias alimentares, ou seja, o projeto de um sistema adaptado ao ambiente que é imposto (condições de contorno). A ecotecnologia manifesta-se, então, como um gerador de oportunidades e como um facilitador. Os elementos usados pela auto-organização são espécies. Assim, é fácil verificar a importância da biodiversidade de espécies e a necessidade de evitar o distúrbio dos ecossistemas responsáveis pela sua manutenção.

Sistemas ecotecnológicos, por sua vez, devem ser baseados na energia solar e, quando implantados, devem auto-sustentar-se indefinidamente, sendo independentes de energias tecnológicas como as soluções tecnológicas tradicionais. Esse aspecto reflete-se nos custos de operação e manutenção, os quais estão, na maioria das vezes, reduzidos a operações simples como corte e recorte de macrófitas aquáticas.

A Ciência de Base da Ecotecnologia

A base da ecotecnologia é a ciência ecologia, assim como genética está para a biotecnologia e a química está para a engenharia química. A ecotecnologia é baseada nos conhecimentos da ecologia relativos a processos, reações de ecossistemas a estratégias de gerenciamento e às suas funções de força e também dos seus componentes/subsistemas de informação (espécies).

O desenvolvimento de ecotecnologias está fundamentalmente vinculado ao conhecimento das estruturas e funções dos sistemas naturais. Esses conhecimentos fundamentais permitem identificar padrões e processos com potencial para maximização, ou seja, valores que podem levar ao desenvolvimento de tecnologias que permitam atender tanto à economia da natureza como à economia humana.

Do ponto de vista da ecologia, o termo valor está ligado a processos funcionais, como a produção primária. Valores de um sistema terra úmida (terra úmida/brejo/*wetland*) emergem não só desses processos ecológicos funcionais como também da sua localização, do tipo de recursos existentes e da sua quantidade e, portanto, da pressão antrópica sobre o sistema.

Valores de sistemas terras úmidas podem, então, ser organizados em três níveis hierárquicos: (a) população, (b) ecossistema e (c) global. Um valor do sistema natural pode, então, passar a ter valor antrópico. No primeiro nível, encontramos animais coletados em função da sua pele, aves e mamíferos em função do seu valor cinegético, peixes para pesca comercial, material vegetal e proteção de espécies ameaçadas de extinção. Em termos de ecossistemas, terras úmidas têm valor para mitigação de enchentes, recarga de aquíferos, melhoria da qualidade de água e qualidades estéticas. No nível global, o valor de terras úmidas está relacionado à manutenção da qualidade da água e do ar, podendo afetar ciclos globais como nitrogênio, enxofre, metano e dióxido de carbono.

Contraste com Outras Tecnologias

A engenharia ambiental envolve a aplicação de processos unitários para remediar problemas de poluição, como tanques de sedimentação, filtros de areia, tanques de floculação e alguns processos biológicos. Essa engenharia substitui a natureza por novas estruturas e processos em contraste com a ecotecnologia que produz projetos que usam estruturas e processos ambientais (Figura 15.3).

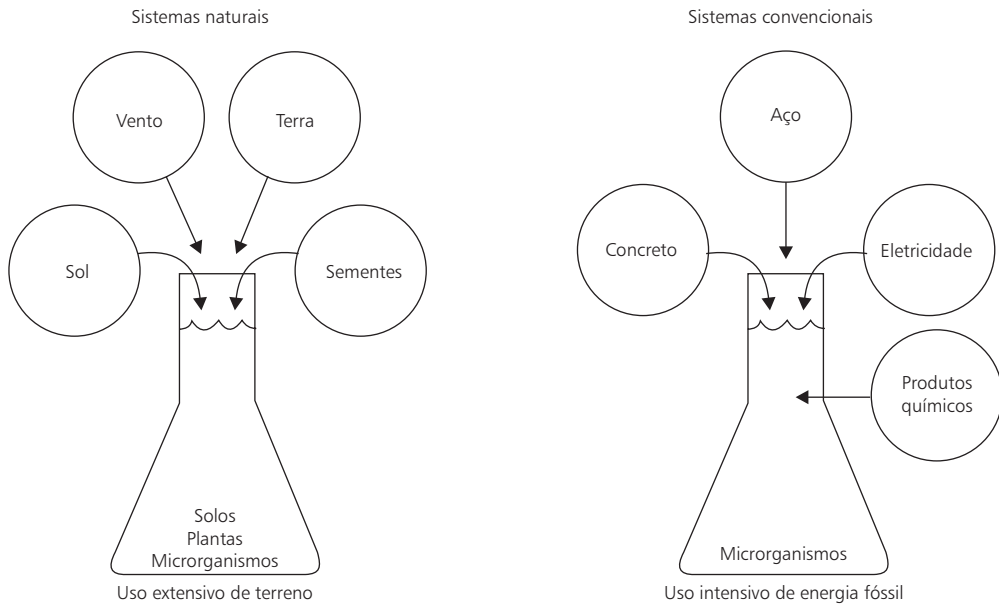


Figura 15.3 Comparação das entradas de energia para tecnologias “naturais” e convencionais de tratamento de água residuária.

Por sua vez, a ecotecnologia também não deve ser confundida com a biotecnologia. Esta última tecnologia envolve a manipulação da estrutura genética de células para produzir novas cepas capazes de efetuar funções desejáveis. Em contraste, a ecotecnologia não manipula em nível genético, mas considera assembléias complexas de espécies e seu ambiente abiótico como um sistema capaz de se adaptar a mudanças introduzidas ou condições de contorno específicas e próprias de um plano gerencial. A ecotecnologia procura identificar ecossistemas que satisfazem as necessidades humanas e também reconhecer os valores múltiplos desses sistemas, usando os princípios da ciência ecológica. É, portanto, a ecologia na prática, a prescrição para a solução de problemas do ambiente, no sentido mais amplo, do mesmo modo que a medicina prescreve para solucionar problemas de saúde do homem.

Ecotecnologias Disponíveis

É possível verificar que qualquer ecossistema pode ser um ecossistema capaz de tratar de resíduos. Isso pode verificar-se tanto em recipientes, como os atuais filtros biológicos, lagoas de estabilização e digestores anaeróbicos, como em áreas (terrenos) nas quais entradas e saídas (fluxos de entrada e saída) podem ser controladas.

A proposta de sistemas naturais ou construídos para o controle de efluentes foi inicialmente feita por Odum (1983), tanto para lagoas costeiras (água salgada) como

para terras úmidas (terras úmidas/brejos), após o exame de microcosmos e situações reais de lançamento de efluente em sistemas naturais.

Ecotecnologias incluem ecossistemas para a reciclagem de materiais (águas residuárias), introdução de espécies exóticas, aceleração da sucessão de espécies, concentração adequada de plantas industriais em uma área, controle de eutroficação, disposição de biossólidos, tratamento de água, aquíicultura e controle de fontes difusas de poluição.

A maioria das soluções de engenharia ambiental é muito cara e usa quantidades exorbitantes de energia e outros recursos. Essas tecnologias são tidas como contribuintes do processo econômico, uma vez que geram empregos. No entanto, muitos desses processos podem ser considerados redundantes, uma vez que repetem o trabalho da natureza. Se isso é verdade, temos, então, um custo desnecessário para a indústria e conseqüentes problemas para a sua competitividade.

Terras úmidas são uma das alternativas ecotecnológicas disponíveis. Essa ecotecnologia é usada para o controle de efluentes e recursos hídricos (nos EUA e Europa) como uma interface para outros ecossistemas. Esse tipo de sistema minimiza serviços humanos e custos, utilizando energia solar e outros métodos/processos ambientais.

15.3 Terras Úmidas Construídas

A demanda crescente por recursos tem levado à exploração de novas opções para controle de efeitos colaterais da atividade humana (passivos ambientais). Nesse contexto tem sido visto um aumento no uso de terras úmidas para o controle de sedimento, nutriente ou controle de cargas poluidoras superficiais ou subterrâneas.

De maneira geral, as políticas conservacionistas levaram à inibição do uso de terras úmidas naturais para fins de controle de fluxos de águas de alguma forma poluídas. Essas restrições desembocaram, então, no desenvolvimento acelerado de terras úmidas construídas.

Inicialmente, este esforço foi baseado no conhecimento preexistente sobre terras úmidas naturais (Figura 15.4) e a criação de terras úmidas para a conservação de aves aquáticas, em particular patos, muito apreciadas por seu valor cinegético nos EUA.

No entanto, a construção de terras úmidas visa especialmente à estimulação e melhoria das propriedades de terras úmidas relativas às funções de ciclagem de nutrientes, remoção de matéria orgânica/princípios ativos/metais e à elevação de pH do líquido afluente.

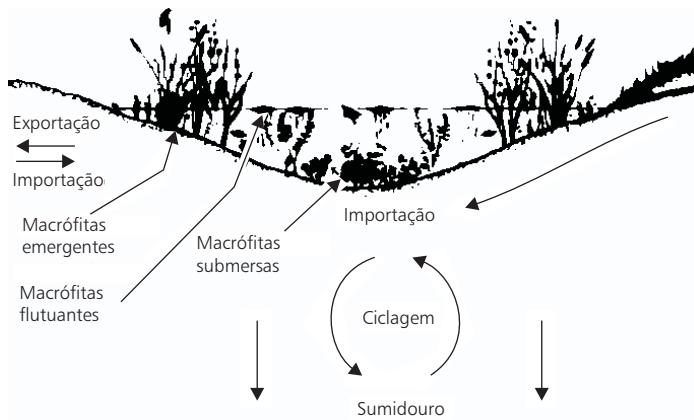


Figura 15.4 Terra úmida natural e seus componentes.

Por definição, terras úmidas são terras onde a superfície da água está perto da superfície do solo, por período longo o suficiente para manter condições de solo saturado, ao longo do ano e com vegetação característica associada.

Terras úmidas construídas procuram mimetizar algumas das funções de terras úmidas naturais, em particular a capacidade de degradar matéria orgânica e conter nutrientes. O uso efetivo de terras úmidas para controlar águas residuárias surgiu nos EUA. A associação água residuária e terras úmidas (nos EUA) tem envolvido a (a) disposição de efluente tratado em terra úmida natural; o (b) uso de terras úmidas naturais para renovação adicional de água residuária; o (c) uso de efluentes ou águas residuárias parcialmente tratadas para melhorias, restauração ou criação de terras úmidas e o uso de terras úmidas construídas como processos de tratamento de água residuária.

Qualquer dessas associações promove algum grau de melhoria da água residuária, direta ou indiretamente. No entanto, há restrições legais para o uso de terras úmidas naturais como componentes funcionais de sistemas de tratamento de água residuária.

Dessa forma, o estudo de terras úmidas construídas tomou corpo na década de 1980, procurando definir critérios de dimensionamento que permitissem sua construção. Terras úmidas construídas permitem evitar os aspectos legais e permitem o projeto para um controle ótimo de águas residuárias em condições de contorno bem definidas. Desse esforço, vários tipos de terras úmidas foram propostos e testados. No entanto, os dois tipos preferenciais e para os quais há um dimensionamento quantitativo são (a) terra úmida de fluxo superficial e (b) terra úmida de fluxo subsuperficial. Para esses dois tipos há um vasto número já em operação, principalmente nos EUA.

15.4 Componentes Básicos de Terras Úmidas Construídas

Para mimetizar terras úmidas naturais, as condições de contorno devem permitir que os componentes dos sistemas construídos se organizem de tal forma que ocorra o surgimento de funções de interesse. Nesse particular, a função de interesse é a capacidade de degradação da matéria orgânica e retenção de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo).

Entre os componentes fundamentais de terras úmidas construídas encontramos macrófitas aquáticas, o substrato e biofilmes de bactérias, responsáveis, direta ou indiretamente, pela ocorrência dos mecanismos de remoção de poluentes associados a esses sistemas (Figura 15.5).

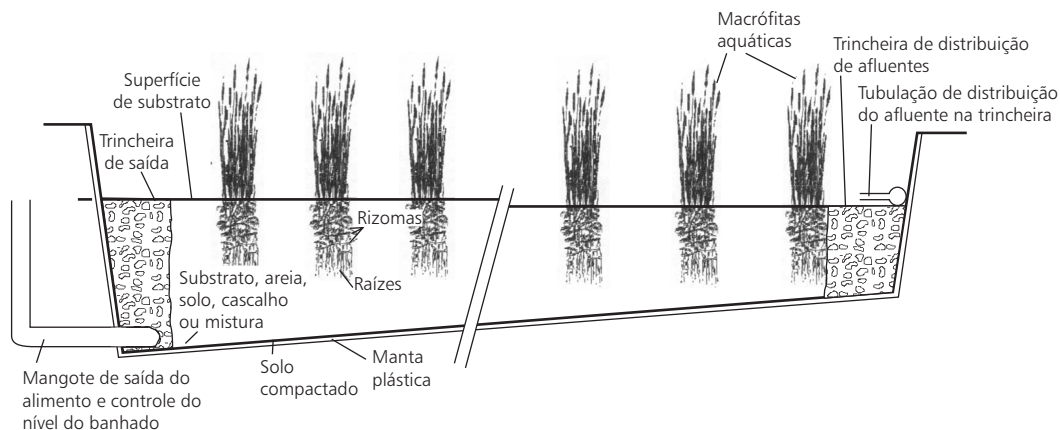


Figura 15.5 Componentes de uma terra úmida construída.

Macrófitas Aquáticas

Uma variedade de macrófitas aquáticas tem sido usada na construção de terras úmidas, em particular emergente, atendendo muitas vezes à preferência do projetista ou pesquisador. Entre as mais usadas estão as espécies pertencentes aos gêneros *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites*.

No entanto, alguns critérios para a seleção das espécies devem ser utilizados, visando ao sucesso do sistema. Critérios básicos para seleção são fundamentados no uso de espécies locais e não espécies exóticas e a tolerância dessas espécies a prolongados períodos de submersão ou permanência em substrato saturado a maior parte do ano no sistema.

O critério de diversidade de espécies no sistema não obriga tentar reproduzir a diversidade de terras úmidas naturais, uma vez que algumas espécies, por exemplo, espécies dos gêneros *Typha* e *Scirpus*, tendem a dominar em terra úmida construída em função de sua resposta à concentração de nutrientes (estresse ambiental).

Por sua vez, o nível de água no sistema e a duração de inundação podem ser fatores para a seleção e manutenção da vegetação de terras úmidas, sendo, portanto, um elemento potencial para operação da terra úmida visando melhorar seu desempenho.

Entre as funções das macrófitas aquáticas, incluem-se (a) a tomada de nutrientes e outros constituintes da água residuária; (b) a transferência de oxigênio para o substrato (função com restrições); (c) a sombra promovida por folhas inibe o crescimento de algas sobre o substrato e em poças de água formadas pela irregularidade da superfície do substrato; e (d) os rizomas, raízes e serapilheira servem de suporte para o crescimento de biofilmes de bactérias.

Evapotranspiração

Em função do estabelecimento de estendes densos de macrófitas aquáticas, verifica-se, nos meses de verão, por evapotranspiração, uma perda de água acentuada, diminuindo o volume de água contida no sistema.

Essa perda de água implica aumento na concentração de poluentes pelo sistema, mesmo que a eficiência seja efetiva em base de renovação de massa. Outro problema que pode ocorrer é o aumento do potencial para a formação de condições anóxicas ou anaeróbias. Essas condições afetam a eficiência do sistema e o risco de desenvolvimento de mosquito em terras úmidas com superfícies de água expostas, criando um problema operacional.

Para macrófitas aquáticas emergentes, a evapotranspiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente. Para efeitos de projeto de terras úmidas construídas pode-se aplicar o valor obtido em tanque de evaporação, no local, dividido por dois.

Transferência de Oxigênio

Sabe-se que solos de terras úmidas naturais submersos por longos períodos são anaeróbios, sendo o mesmo verificado em sistemas construídos. Para balancear essa situação usam-se macrófitas aquáticas, as quais incorporam ar pelas folhas e o transferem para os rizomas e raízes por meio do aerenquima (um tipo de tecido vegetal), permitindo que o substrato, na vizinhança imediata de rizomas e raízes, fique aeróbio pela transferência de oxigênio (Figura 15.6).

Macrófitas aquáticas emergentes podem transferir de 5 a 45 g de O_2 /dia \cdot m² de superfícies de terras úmidas. Esse número permite estimar que terras úmidas têm um

potencial para receber razoável carga orgânica. Se admitirmos uma taxa conservativa de transferência de oxigênio para o substrato, em função da atividade de macrófitas aquáticas, de $20 \text{ gm}^2 \cdot \text{dia Tr O}_2$, é possível calcular um balanço de oxigênio em terras úmidas construídas:

$$\text{Oxigênio necessário} = 1,5 \cdot L_o \quad (15.1)$$

$$\text{Oxigênio disponível} = (\text{Tr O}_2) \cdot (A_s)/1.000 \text{ g/kg} \quad (15.2)$$

em que:

O_2 : oxigênio necessário ou disponível, kg/dia

L_o : carga orgânica (DBO, kg/dia)

Tr O_2 : taxa de transferência de oxigênio pela vegetação

A_s : área superficial, m^2

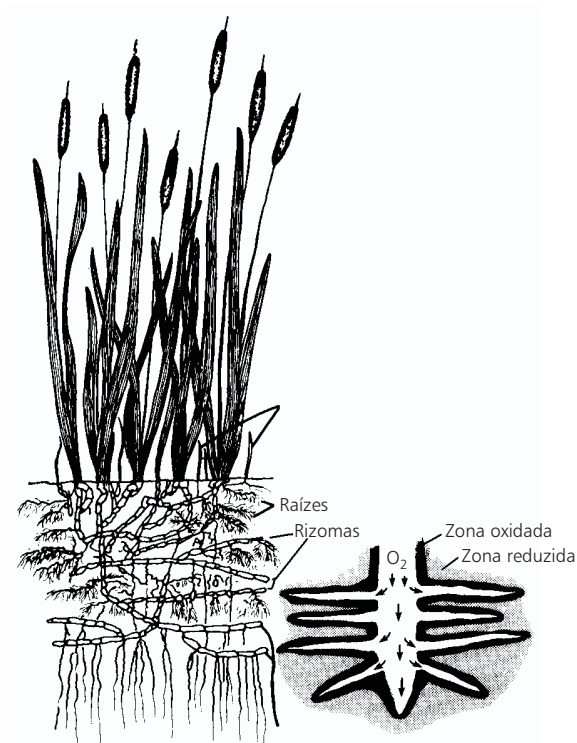


Figura 15.6 Transferência de oxigênio para o substrato pela ação de macrófitas aquáticas.

Substratos

Macrófitas aquáticas podem crescer em uma variedade de meios, incluindo resíduos orgânicos (por exemplo, palha de arroz, casca de árvores), resíduos de mineração de carvão, lodo, argila, areia, silte, cascalho e argila expandida.

Em terras úmidas de fluxo submerso horizontal, os espaços vazios do substrato servem como os canais de vazão e facilitam o escoamento da água residuária. Substratos com alto potencial de remover fósforo são finos (textura), com baixa/moderada permeabilidade, limitando a capacidade hidráulica do sistema. Substratos locais podem ser misturados com outros materiais para melhorar a condutividade hidráulica e ao mesmo tempo manter uma certa capacidade de absorção de fósforo. Deve ser evitado, no entanto, o uso de solos diretamente como substrato em função do envelhecimento precoce dos sistemas, com a conseqüente perda da capacidade de absorção de fósforo e perda de eficiência para remover matéria orgânica e redução do volume entre as partículas constituintes.

O solo superficial, removido para a formação dos leitos, pode ser reservado para uso como parte do substrato. Esse solo serve como fonte de microrganismos, nutrientes iniciais necessários ao crescimento das macrófitas aquáticas e também como fonte de capacidade adsortiva para fósforo.

15.5 Avaliação Preliminar à Implantação de Terras Úmidas Construídas

A exeqüibilidade da implantação e principalmente do funcionamento de terras úmidas construídas depende significativamente das condições do local de sua implantação e do clima. Essa verificação deve começar *a priori* do próprio projeto, uma vez que não é prático e econômico a investigação de campo extensiva na fase do planejamento e projeto preliminar. Cada projeto deve ter um estudo preliminar que permita avaliar, com dados existentes, a potencialidade desse tipo de sistema para a tarefa desejada e o potencial dos locais para a sua instalação

Essa avaliação *a priori* deve determinar (a) a exeqüibilidade potencial e área necessária; (b) avaliação dos locais em termos de fatores técnicos e econômicos e seleção de um ou mais para investigação detalhada e, finalmente, se necessário, (c) a investigação de campo; (d) a identificação de alternativas mais efetivas em termos de custo (e) e o desenvolvimento de critérios para o projeto final.

Essa abordagem deve permitir uma avaliação criteriosa do processo, sua área de implantação, fornecendo assim elementos fundamentais para a administração dos recursos públicos envolvidos.

A Exeqüibilidade

A determinação da exeqüibilidade e identificação de locais potenciais é baseado na (a) análise de mapas/cartas para definir a topografia, rede hidrográfica, potenciais zonas de inundação; (b) usos predominantes do solo (residencial, comercial, industrial, agricultura, floresta nativas e exóticas etc.); (c) estimativa de área; e (d) necessidades mínimas do sistema proposto.

Para terras úmidas construídas deve-se verificar a proximidade das áreas preferenciais a corpos de água receptores (rios, lagos, lagoas, reservatórios, terra úmidas naturais), a existência de solo impermeável, uma declividade entre 0%-3%, a necessidade de ficar fora de planície de inundação de rios e a proximidade da rocha-mãe ou águas subterrâneas abaixo da profundidade de escavação, necessária à implantação do sistema.

Estimativa Preliminar de Área

Sistemas do tipo terra úmida construído necessitam de grandes áreas para sua implantação. Assim, mesmo que as necessidades acima tenham sido verificadas, o tamanho da área escolhida é um dos fatores decisivos. Em vez de fazer estimativas da área do sistema somente na fase de projeto é recomendável uma apreciação conservativa do tamanho dessa área. No entanto, essa área estimada não deve ser usada no projeto final.

Para terra úmida construída, essa estimativa deve levar em consideração a incorporação de uma lagoa no projeto. Isso se justifica porque esse tipo de sistema não deve operar no controle de águas residuárias domésticas brutas em função do seu envelhecimento precoce e potencial para gerar problemas estéticos e de saúde pública. Nestas condições, uma estimativa do tamanho da área necessária para a implantação do sistema pode ser determinada:

$$A_{bc} = K \cdot Q \quad (15.3)$$

em que:

A_{bc} : área do terra úmida construída, ha

K: $6,57 \cdot 10^{-3}$

Q: vazão de projeto, m³/d

Identificação e Avaliação do Local

A combinação das informações elaboradas anteriormente (área, uso do solo, necessidades do sistema) permite verificar se há, no município, locais que possibilitem a instalação de uma terra úmida construída. Esses locais devem ser lançados em mapa da região, permitindo uma identificação de sua disposição no espaço e proximidade da área geradora da água residuária a ser tratada.

Em seguida, é necessário combinar (a) o uso atual do solo, (b) custos e (c) procedimentos de hierarquização técnica para determinar quais os locais tecnicamente possíveis.

O procedimento da seleção de áreas para a implantação de terras úmidas construídas não é necessariamente complexo e, portanto, justificadamente caro do ponto de vista do prestador de serviços. Os fatores críticos são a proximidade da fonte de água residuária e o acesso ao corpo receptor de líquido tratado. Outros fatores fundamentais a serem considerados na seleção do local de implementação do sistema são a declividade do terreno, a profundidade do solo, a profundidade do lençol freático e a permeabilidade do solo.

Uma vez escolhido o local de forma preliminar é necessário efetuar testes de campo para (a) confirmar dados de mapa e informações obtidas a partir de dados secundários; (b) verificar e fornecer dados para o projeto; e (c) permitir uma estimativa de custos de capital, operação e manutenção.

Cada local potencial avaliado deve conter, no mínimo, o seguinte bloco de informações:

1. Proprietário, dimensões físicas do local, uso corrente e futuro da terra.
2. Águas superficiais e subterrâneas:
 - Locação e profundidade de poços.
 - Águas superficiais.
 - Problemas de drenagem e inundação.
 - Construções no nível de águas subterrâneas.
 - Qualidade e uso de águas subterrâneas.
3. Caracterização do solo, incluindo propriedades físicas e químicas:
 - Textura e estrutura.
 - pH.
 - Capacidade de troca de cátions (CTC, meq/100g).
 - Porcentagem de sódio trocável (PSF, % CTC).
 - Nível basal de metas (mg/g).
 - Condutividade elétrica (mS/cm).
 - Nutrientes (N, P, K, S).
 - Infiltração e permeabilidade.
 - Permeabilidade saturada e porosidade.

4. Zonas tampão.

- Verificar a legislação que determina sua existência e também os aspectos da política de recursos hídricos do município/estado/federação, além da legislação ambiental pertinente.
- Aspectos estéticos e geração potencial de aerossóis e odores.

Seleção do Local

Sendo esses dados coletados, compilados e devidamente banalizados, é possível verificar se as necessidades exigidas para a implantação de uma terra úmida construída existem nos locais previamente escolhidos.

Após as devidas comparações, tem-se como resultado um único local, o que permite o desenvolvimento do projeto final. Se o resultado final for mais de um local, deve-se proceder a uma análise de custo preliminar para identificar a alternativa mais efetiva.

Essa estimativa de custo preliminar deve incluir os itens capital, operação e manutenção, terras e bombeamento.

15.6 Mecanismos de Remoção de Poluentes em Terras Úmidas Construídas

Uma terra úmida/brejo pode funcionar como sumidouro, transformador e fonte de elementos químicos. Os conceitos de sumidouro e fonte não são mutuamente exclusivos. Algumas terras úmidas/brejos podem atuar como sumidouros para um nutriente inorgânico e outras vezes atuar como fontes de matéria orgânica para sistemas a jusante. Os balanços de massa observados em sistemas naturais não permitem fazer muitas generalizações, no entanto, no que se refere à aplicação de conceitos e princípios a sistemas construídos, sabe-se que (a) terras úmidas/brejos servem como fontes, sumidouros ou transformadores de elementos químicos, dependendo do tipo de sistema, das condições hidrológicas e da época do ano, e que (b) padrões sazonais da tomada e liberação de nutrientes são características de muitas terras úmidas/brejos (Mitsch & Gosselink, 1986). Essas constatações para sistemas naturais são de extrema importância para terras úmidas/brejos construídos, os quais são desenvolvidos especificamente para o controle de poluentes, oriundos de fontes pontuais e difusas, e estando geralmente submetidos a regimes hídricos constantes.

Assim, várias características de terras úmidas/brejos naturais poderiam ser utilizadas em sistemas construídos visando potencializar suas funções, em particular às de sumidouro (retenção) e transformador (processamento) de elementos químicos. Esses sistemas simulam as terras úmidas naturais, podendo ser definidos como um complexo projetado e feito pelo homem, contendo substratos, vegetação emergente e submergente, vida animal e água.

Estudos em escala real e experimental têm mostrado que esses sistemas possuem boa capacidade de redução de demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais e orgânicos e patogênicos. Essa redução é efetuada por diversos mecanismos de sedimentação, filtração, precipitação e adsorção química, interações microbiana e da vegetação e complexação (Tabela 15.1).

Tabela 15.1 Mecanismos de remoção de poluentes em terras úmidas construídas.

Mecanismos	Contaminante	Descrição
Físico		
• Sedimentação	P – Sólidos sedimentáveis S – Sólidos coloidais I – DBO, nitrogênio, fósforo, metais pesados, orgânicos refratários, bactérias, vírus	Sólidos sedimentáveis por gravidade (e contaminantes) em terra úmida e lagoas.
• Filtração	S – Sólidos sedimentáveis, sólidos coloidais	Partículas sedimentáveis mecanicamente à medida que a água passa por meio do substrato, massa de raízes ou peixes.
• Adsorção	S – Sólidos coloidais	Força atrativa entre partícula (van der Waals).
Químico		
• Precipitação	P – Fósforo, metais pesados	Formação de co-precipitação com compostos insolúveis.
• Adsorção	P – Fósforo, metais pesados	Adsorção no substrato e superfícies de plantas.
	S – Orgânicos refratários	
• Decomposição	P – Orgânicos refratários	Decomposição ou alteração de compostos menos estáveis por irradiação UV, oxidação e redução.
Biológico		
• Metabolismo microbiano ^a	P – Sólidos coloidais, DBO, nitrogênio, orgânicos refratários, metais pesados	Remoção de sólidos coloidais e orgânicos solúveis por bactérias suspensas, bênticas e epifíticas. Nitrificação/desnitrificação bacteriana. Oxidação de metais mediada por microorganismos.
• Metabolismo de plantas ^a	S – Orgânicos refratários, bactérias, vírus	Sob condições adequadas, quantidades significantes desses contaminantes serão tomadas pelas plantas.
• Decaimento natural	P – Bactérias e vírus	Decaimento natural ou organismos em um meio desfavorável.

P: efeito primário; S: efeito secundário; I: efeito incidental (efeito ocorrendo incidentalmente pela remoção de outro contaminante).

a. Metabolismo inclui tanto reações de biossíntese como reações catabólicas.

A ocorrência desses mecanismos mostra a versatilidade potencial de terras úmidas e a necessidade de estudos detalhados para aferição dos limites desses mecanismos na remoção de materiais de interesse sob condições reais (escala e operação).

15.7 Eficiência de Terras Úmidas Construídas

Os sistemas construídos têm sido amplamente utilizados em vários países como uma solução apropriada para polimento final de águas residuárias e melhoramento da qualidade das águas de rios e lagos. O uso mais comum é o tratamento de águas residuárias domésticas com boa eficiência (Tabela 15.2).

Tabela 15.2 Características de carga e eficiência de terras úmidas construídas em escala real.

Tipo de sistema	Carga (cm/dia)	DBO		Eficiência (%)					
		Afl (m/l)	Efl (mg/l)	DBO ₅	SS	N-NH ₃	N-Total	P-Total	Coli fecal
Subsuperficial – cascalho									
Bulrush	4,68	118,3	5,3	96	94	94			99
Reed	4,68	118,3	22,3	81	86	78			
Cattail	4,68	118,3	30,4	74	91	28			
Controle	4,68	118,3	36,4	69	90	11			96
Subsuperficial – areia									
Marsh/lagoa/Prado	1,26	187	8	96	94	75			100
Subsuperficial – areia/cascalho	1,47	140	7,4	95	95	83		80	100
Marsh/lagoa/Prado	5,28	140	17	88	86	56		69	100
Marsh	10,57	20	7,4	64	69	36		23	93
Superficial/subsuperficial									
Superficial – Cattail	4,15	23	10	57	75	-23	26	12	87
Superficial – Woolgrass	4,27	23	11	52	67	6	37	18	98
Subsuperficial – Bulrush	7,97	23	8	65	88	-81	12	15	96
Subsuperficial – cascalho									
Leito 1	8,16	237	84	65	51	14		42	
Leito 2	8,16	237	90	62	56	16		40	
Leito 3	8,16	237	63	73	71	16		60	
Subsuperficial – solo									
Leito 1	4,46	87	13	85	69	9			
Leito 2	6,90	87	17	80	73	2			
Subsuperficial – solo	4,90	223	49	79	85	6		12	
Subsuperficial – cascalho									
Célula 1	4,43	157	53	66	59	24		20	
Célula 2	4,43	157	70	55	60	9		4	
Subsuperficial – solo									
Célula 1	4,43	157	37	76	55	27		50	
Célula 2	4,43	157	60	62	49	5		-12	
Subsuperficial areia/cascalho	8,89	11,0	3,0	73	73	46		30	
Subsuperficial									
Cinza fina	10,76	207	49	76	84	11		65	
Cinza (coarse fly ash)	6,24	207	43	79	90	26		84	
Cascalho não classificado	9,93	207	30	86	84	26		91	
Cascalho	10,09	207	51	75	90	19		70	
Subsuperficial – cascalho	26,0	140,9	32,9	77	84	-4			
Subsuperficial									
Cascalho	5,70	189	11	94	98	56	38	36	
Argila	1,71	189	15	92	91	55	61	60	
	6,6	142,17	32,2	76	78	25	35	41	97

Em função das eficiências observadas, o uso de terras úmidas construídas pode ser uma solução alternativa à utilização de uma estação de tratamento de efluentes, devido ao fácil controle e por resistirem a condições operacionais variadas, requerendo pouca energia e mão-de-obra.

15.8 Dimensionamento de Terras Úmidas Construídas

Características Gerais

Terra úmida com fluxo subsuperficial consiste tipicamente em um leito permeável com camada inferior impermeável para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que suporta o crescimento das macrófitas aquáticas e do biofilme bacteriano.

Nesse tipo de sistema, a água residuária flui lateralmente e é purificada durante contato com a superfície do substrato, rizomas e raízes, local de concentração do biofilme de bactérias degradadoras.

A maior parte dessa zona subsuperficial é anaeróbia com sítios aeróbios imediatamente adjacentes aos rizomas e raízes. Esse tipo de sistema tem como vantagens o menor potencial para geração de odores e um menor potencial para surgimento de mosquitos e ratos.

Aspectos Hidráulicos

O regime hidráulico desse tipo de sistema é controlado pela condutividade hidráulica do meio usado ou pelo gradiente hidráulico do sistema, de acordo com a lei de Darcy:

$$Q = K_s \cdot A \cdot S \quad (15.4)$$

em que:

Q: vazão por unidade de tempo

K_s : condutividade hidráulica de uma unidade de área do suporte, perpendicular à direção do fluxo

A: área da seção transversal

S: gradiente hidráulico do sistema de vazão, Dh/DL

Assim, a área da seção transversal de escoamento do sistema pode ser calculada como:

$$A_c = \frac{Q}{K_s \cdot S} \quad (15.5)$$

em que:

A_c (d.w): área da seção transversal ao leito da terra úmida, perpendicular à direção do fluxo, m^2

d: profundidade do leito, m

w: largura do leito, m

Q: vazão média no sistema, m^3/dia

K_s : condutividade hidráulica do meio, $m^3/(m^2 \cdot \text{dia})$

S^* : declividade do leito ou gradiente hidráulico (como fração decimal)

*para leitos de fundo plano assumir $S = 0,001$

A velocidade de fluxo (Q/A_c) do líquido através da seção do meio não deve exceder 8,6 m/dia para evitar a ruptura da estrutura meio/rizoma/raízes e assegurar um tempo de contato suficiente entre o líquido e o biofilme para tratamento.

Essas considerações determinam, de certa forma, a seleção da declividade do leito, colocando-a entre limites que podem afetar a escolha do local para implantação do sistema:

$$6 = \frac{8 \cdot 6}{s} \quad (15.6)$$

Profundidade do Leito

A profundidade de projeto para o leito varia de acordo com a macrófita aquática usada. Limites conhecidos são 76 cm para *Scirpus* spp. e 30 cm para *Typha* spp. A escolha das espécies de macrófitas aquáticas assume, assim, um papel importante na determinação de parâmetro de projeto, influenciando no custo final. Se mais de uma espécie for implantada, recomenda-se usar como profundidade de projeto o maior limite.

Largura do Leito

Uma vez que a profundidade e a declividade sejam determinadas, é possível calcular a largura do leito:

$$d \cdot w(A) = \frac{Q}{K_s \cdot S} \Rightarrow W = \frac{Q}{K_s \cdot S \cdot d} \quad (15.7)$$

Isso assegura que a vazão de projeto seja contida no perfil do leito e não apareça como fluxo superficial abaixo do ponto de aplicação no gradiente.

A área de seção transversal do leito é independente das reações bioquímicas, sendo controlada somente pelas necessidades hidráulicas. Por sua vez, o comprimento

do leito é a dimensão final necessária, determinando o tempo de residência hidráulica (necessário ao modelo).

Remoção de Matéria Orgânica

A remoção de matéria orgânica em terras úmidas pode ser descrita por cinética de primeira ordem. A concentração de DBO efluente está relacionada com a DBO esperada ou para atendimento da licença de operação do sistema. Na determinação dessa relação, a vazão afluyente é igual à vazão de projeto, não sendo consideradas perdas por evapotranspiração, infiltração ou ganho por precipitação.

$$\frac{C_e}{C_o} = H \left[S \left(- \frac{\cdot T S_s G_h}{4} \right) \right]^{LW} \quad (8)$$

ou

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp[-K_T \cdot t] \quad (9)$$

em que:

C_e : DBO do efluente, mg/l

C_o : DBO do afluyente, mg/l

K_T : constante da taxa de 1ª ordem dependente de temperatura, dias⁻¹

A_s : ($l \cdot x$) = área superficial do sistema, m²

n : porosidade (fração decimal)

d : profundidade de submergência, m

Q : vazão média no sistema, m³/d

t : tempo de residência hidráulica, dias

Tempo de Residência Hidráulica

Assim, o tempo de residência é uma função da disponibilidade de espaços vazios (V_v) e do substrato (deve ser medido) à vazão média por meio do sistema.

$$t = \frac{V_v}{Q} \quad (15.10)$$

em que:

t : tempo de residência hidráulica no sistema, dia

V_v : volume de vazios no sistema, m³

: $n \cdot V$

: $n \cdot l \cdot w \cdot d$

n : porosidade do leito, como fração decimal

V: volume total do sistema, m³

l: comprimento do sistema (paralelo à direção do fluxo), m

w: largura do sistema (perpendicular à direção do fluxo), m

d: profundidade de submersão, igual à altura do substrato no leito, m

Q: vazão média por meio do sistema, m³/d

A vazão de água residuária por meio do sistema é considerada igual à vazão de projeto, quando não ocorre perda de água por evapotranspiração e infiltração ou ganho por precipitação.

Efeito da Temperatura sobre a Constante Cinética

A temperatura deve ser considerada para ajustar o modelo de remoção de matéria orgânica. No Brasil, essa consideração é importante em função das diferenças observadas em padrões de temperatura no território nacional. Assim, as regiões do sul do país, em função das temperaturas médias de inverno, devem esperar uma perda de eficiência, sendo, portanto, necessário levar em consideração esse aspecto na determinação da área total do sistema para manter a mesma eficiência ao longo do ano. O ajuste é efetuado da seguinte forma:

$$K_T = K_{20} (1,1)^{(T-20)} \quad (15.11)$$

em que:

K_{20} : constante da taxa a 20°C

T: temperatura de operação do sistema, °C

K_T : constante da taxa de 1ª ordem dependente da temperatura, d⁻¹

Relação da Constante Cinética com a Porosidade do Substrato

Por sua vez, a porosidade do meio suporte pode afetar esta constante. Isso se deve à disponibilidade de superfície para a formação de biofilme e à maior ou menor condutividade hidráulica. Baseada em trabalho experimental, esta relação foi proposta como:

$$K_{20} = k_0 (37,31 \cdot n^{4,172}) \quad (15.12)$$

em que:

K_{20} : constante da taxa de projeto a 20°C para o meio selecionado

k_0 : constante “ótima” para o meio com biomassa subterrânea completamente desenvolvida

: 1,839 d⁻¹, águas residuárias municipais/domésticas

n: porosidade total do meio selecionado para construção do leito, fração decimal

Para meio de cascalho, a constante da taxa cinética varia de 1/3 a 1/4 daquela possível para areias de textura fina ($n = 40\%$).

Área da Terra Úmida Construída de Fluxo Subsuperficial

Para o cálculo da área da terra úmida leva-se em consideração as características do afluente em termos de DBO, a concentração esperada ou desejada (licença de operação), a porosidade do substrato e a vazão de projeto (média diária). A constante da taxa cinética é uma aproximação, conforme mostrado anteriormente, sendo baseada em experimentos de sistema em escala real e devendo ser ajustada ao padrão de temperaturas da região.

$$A_s = \frac{4 (Q C_o - Q C_e)}{K_T \cdot G \cdot Q} \quad (15.13)$$

em que:

A_s : área necessária para terra úmida construída, fluxo subsuperficial, m^2

Q : vazão média diária por meio do sistema, m^3/d

C_o : DBO afluente, mg/l

C_e : DBO efluente necessário, mg/l

K_T : constante da taxa dependente da temperatura e porosidade, d^{-1}

d : profundidade submersa do leito, m

n : porosidade do leito, fração decimal

Configuração do Sistema

A disposição da terra úmida na área previamente escolhida deve, preferencialmente, usar o contorno topográfico existente ao máximo. Com isso, reduz-se ao mínimo a movimentação de terreno e o aumento dos custos de implementação, além de integrar o sistema à paisagem, o que possibilita o desenvolvimento de valores adicionais ao controle da qualidade de águas residuárias.

Uma razão l/w grande é desnecessária, sendo que o comprimento dos leitos deve ser no mínimo de 20 m. É fundamental assegurar uma distribuição uniforme de água residuária. Isso é conseguido usando-se trincheiras de distribuição. A má distribuição do líquido afluente promove o envelhecimento precoce do sistema pela acumulação de sólidos nos trechos iniciais e eventual perda da vegetação. Uma boa distribuição permite a manutenção dos espaços vazios do substrato, o que garante a manutenção da condutividade hidráulica e a superfície para o biofilme bacteriano.

15.9 Tratamento Preliminar do Afluente

O afluente aplicado nesse tipo de sistema deve ser, no mínimo, efluente de tratamento primário. A aplicação de afluentes brutos é desencorajada. Esse tipo de afluente pode promover danos, como o entupimento do substrato, tendo como consequência escoamento superficial com a exposição de materiais sólidos, geração de odores, promoção de condições para o surgimento de vetores de doenças e a permanência de agentes de doenças, além dos aspectos estéticos desagradáveis.

Assim, diversos pré-tratamentos têm sido utilizados para o condicionamento preliminar do afluente, incluindo tanques sépticos, tanques Imhoff, tratamento primário convencional e tratamento anaeróbio. Esses processos geram efluentes que podem ser lançados em terras úmidas. No entanto, é recomendável ainda uma câmara de equalização para os sistemas.

15.10 Necessidades Construtivas

Impermeabilização

As instituições de controle do ambiental regularmente exigem a implementação de mecanismos de contenção da água residuária no sistema. Isso visa manter o lençol freático livre de contaminantes. Para assegurar a contenção de águas residuárias no sistema e evitar contaminação do freático, usam-se regularmente argila compactada, tratamento químico com bentonina ou asfalto, seguida de uma cobertura de manta plástica lisa (tipo PEAD) com até 5 mm de espessura. Essa manta assegura o isolamento adequado do sistema.

Vegetação

A terra úmida construída deve ser plantada com espécies que dominam os ambientes alagados naturais locais ou próximos. Espécies exóticas não devem ser consideradas para uso, mesmo que já existam no país. O seu impacto sobre o ambiente, quando cultivadas em monocultura e em grande escala, é desconhecido na maioria das vezes.

O material ideal para iniciar os estendes de macrófitas aquáticas depende da espécie considerada. De preferência, devem-se usar rizomas com parte das folhas ou planta jovem. Algumas espécies apresentam dificuldades na germinação de suas sementes e, nesse caso, é indicado o uso de plantas coletadas em estendes naturais.

A densidade inicial dessas plântulas ou cortes é de 1 rizoma/plântula por 1 m² (valor conservativo). Essa densidade é baixa, mas tem a vantagem de não impactar os estendes naturais fornecedores do material em função de uma coleta menor. No entanto, uma densidade inicial pequena pressupõe um tempo maior para que as macrófitas aquáticas ocupem todo o espaço disponível e criem uma massa subterrânea considerável.

O plantio desse material deve ocorrer na primavera. No entanto, como se verificam alguns tipos de crescimento de macrófitas aquáticas ao longo de todo ano, é possível a sua introdução em qualquer época. Pode ocorrer, no entanto, demora maior no estabelecimento dos estades maduros de macrófitas e, com isso, atraso no amadurecimento do sistema para absorver a carga de projeto. Em áreas mais frias, a plantação deve ocorrer após o período de geadas, na primavera, ou antes das primeiras geadas de outono.

Estruturas de Entrada e Saída da Água Residuária

A característica desse tipo de sistema deve ser sua simplicidade, para que se evitem custos exagerados de operação e manutenção. Além disso, procura-se ao máximo mimetizar os sistemas naturais. Nesse contexto, as estruturas de entrada e saída de água residuária devem ser as mais simples possíveis, e constituem-se em simples trincheiras. Essas trincheiras estão cheias de pedra (diâmetro 10 cm) para facilitar a distribuição do líquido afluyente por toda a seção transversal do leito.

A trincheira de coleta do líquido que atravessou toda a extensão do suporte com macrófitas aquáticas tem as mesmas características. A separação entre o suporte e essas trincheiras pode ser feita pelo uso de tela plástica ou uma simples mureta de tijolo tipo 21 furos (Figura 15.7).

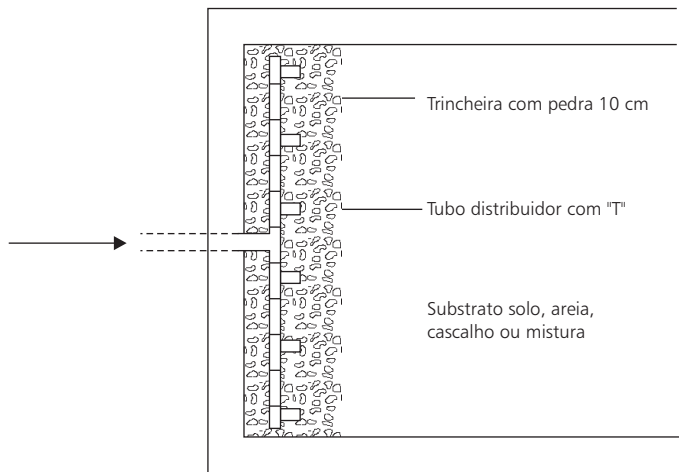


Figura 15.7 Vista em planta de trincheira de entrada (com pedra) e sistema de distribuição (PVC) com “TÊS”.

Cargas pontuais nesse tipo de sistema maximizam o impacto sobre comunidades bióticas presentes, enquanto as áreas que se encontram mais afastadas do lançamento receberão menores impactos, isto é, diminuição das cargas hidráulicas, orgânicas e de

nutrientes. A distribuição em vários pontos do sistema pode ser a alternativa que minimizaria as mudanças biológicas que ocorreriam somente em uma área restrita da terra úmida construída. Com esse tipo de distribuição pode-se induzir menores potenciais de assimilação em função de menor tempo de contato do afluente com o biofilme, além de promover maiores custos de execução.

O sistema de distribuição do afluente deve também ser muito simples e adaptável a mudanças operacionais. A distribuição, além de garantir uma máxima assimilação de poluentes, deverá também minimizar impactos sobre a biota do sistema.

Nesse sentido, recomenda-se um simples tubo de PVC drenando para a trincheira ou este mesmo tubo de PVC conectado a uma barra de PVC com “TÊS”, tantos quantos forem julgados necessários para dividir o fluxo afluente sobre o material da trincheira (Figura 15.8). Em alguns casos pode ser introduzida uma câmara pré-trincheira, a partir da qual o afluente percola para a trincheira e desta para o substrato. Aqui verifica-se, no entanto, uma fonte potencial de problemas, como a geração de mau cheiro e insetos, além de não ser esteticamente recomendável.

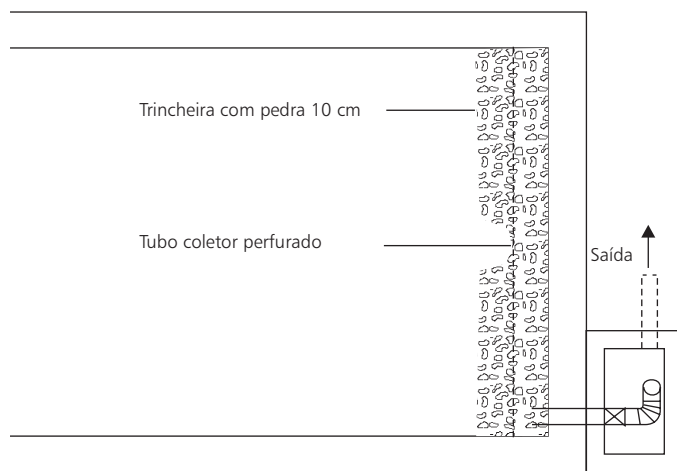


Figura 15.8 Vista em planta de trincheira de saída com tubulação PVC perfurada de fundo e controle de nível.

Operação de Terras Úmidas Construídas

Em princípio, a vegetação estabelecida não deve ser coletada. A coleta de vegetação é recomendada quando se pretende aumentar a remoção de nutrientes. As macrófitas aquáticas devem ser mantidas em crescimento por meio de distúrbios programados

(como corte e recorte, o que promove seu recrescimento), aumentando com essa operação a quantidade de nutrientes removidos. Nessa fase, as espécies de macrófitas aquáticas tomam quantidades razoáveis de nutrientes, favorecendo o balanço de nutrientes. A maioria dessas espécies apresenta alguma forma de crescimento ao longo de todo o ano, o que possibilita a implementação dessa estratégia. A frequência de corte pode ser anual. Em qualquer caso é fundamental a implementação/integração dessa estratégia com a destinação final dos resíduos sólidos municipais, sendo a compostagem uma técnica adequada para o acondicionamento da vegetação. A integração dessa vegetação cortada com programa de alimentação de animais deve ser considerada se for verificado que não ocorreu a acumulação de metais ou orgânicos na biomassa. O uso dessa vegetação cortada para a geração de energia é ainda problemática e cara, devendo ser, em princípio, evitada.

A manutenção de sistemas multiespécies deve ser favorecida, uma vez que cada espécie responde diferentemente a variações de carga e têm ótimos de resposta em épocas distintas do ano. A área de detritos e sedimentos do sistema deve ser aumentada para maximizar as funções de estocagem/sedimentação (sumidouro de químicos). Deve-se promover também formação de áreas em condições anaeróbias, uma vez que essas áreas promovem aumento da retenção de nutrientes e matéria orgânica em função das baixas taxas de ciclagem verificadas nessas condições.

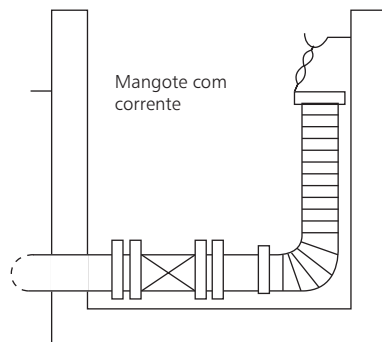


Figura 15.9 Vista lateral de controle de nível com mangote preso por corrente.

A manipulação do regime hídrico do sistema é também um importante recurso para melhorar o desempenho. Visa aumentar o acesso de microrganismos à matéria orgânica, crescimento e funções de estocagem e auxiliar na formação de áreas anaeróbias. Além disso, deve ser possibilitada a adição de receptores de elétrons distintos de oxigênio (como matéria orgânica de diversas origens) para manipular o pH e a precipitação, potencializando-se, assim, a capacidade de retenção do sistema.

Por meio da estrutura de saída da água tratada (Figura 15.9) é possível controlar o nível de água no sistema. O nível de água deve ser mantido na superfície ou perto da superfície do substrato. O fluxo deve ser transversal ao eixo do sistema e o leito deve ser afogado, evitando-se a formação de poças de líquido. Essas poças podem tornar-se fontes de mosquitos e a base para a formação de massa de algas.

Referências Bibliográficas

- HAMMER, D.A. (1990). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Boca Raton, Lewis, 831p.
- ODUM, H.T. (1983). *Systems Ecology*. New York, John Wiley, 644p.

