

# CAPÍTULO 3

## REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1. CONCEITUAÇÃO, GERAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Chorume é o nome usualmente utilizado para caracterizar o líquido gerado durante o processo da decomposição predominantemente anaeróbia de resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário (Bidone & Povinelli, 1999). Após a precipitação pluviométrica sobre a massa de resíduos, o fluxo da água pelos vazios da massa sólida determina o seu contato e mistura com o chorume, resultando um líquido que apresenta vários tipos de poluentes (Liehr *et al.*, 2000): compostos orgânicos biodegradáveis e não biodegradáveis, compostos nitrogenados, sólidos em suspensão e, em alguns casos, metais pesados e compostos tóxicos, entre outros. Esse líquido, ou essa mistura de líquidos, conceitua-se modernamente como *lixiviado*.

Os volumes de lixiviado de aterros sanitários dependem, em termos gerais, de dois fatores (Fleck, 2003): volumes de água que ingressam agregados aos resíduos sólidos sob a forma de umidade e volumes de água trocados entre o aterro e o ambiente externo. Os resíduos orgânicos domiciliares apresentam naturalmente um teor de umidade entre 40 e 60% (Bidone & Povinelli, 1999), o que determinaria, em decorrência apenas desse teor, uma geração entre 400 e 600 m<sup>3</sup>/d de lixiviado para a quantidade de 1.000 t/d de resíduos dispostos (nessa situação, o lixiviado confunde-se com o chorume). Esse volume deve ser acrescido àquele decorrente da precipitação pluviométrica, com vistas a determinação do volume global de lixiviado gerado em um determinado aterro. De forma geral, os métodos utilizados levam à determinação de um volume que já incorpora o chorume e a precipitação pluviométrica, com razoável precisão. Destacam-se entre eles o *Método Suíço* e o *Método do Balanço Hídrico*. O primeiro atribui grande importância às chuvas precipitadas sobre a área do aterro, sendo razoável a sua aplicação para regiões de clima predominantemente úmido e de chuvas regulares (Fleck, 2003). O segundo, por sua vez, apresenta maior consistência, pois considera em sua formulação, além do índice

pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo (Castro, 2001). O resultado do uso de qualquer das metodologias referidas pode não se verificar em termos práticos em função das seguintes circunstâncias: tempo de retardo (atenuação do líquido no âmbito do aterro), nível de compactação da massa de resíduos, material de recobrimento das frentes diárias de serviço e drenagens superficial e subsuperficial deficientes. Frente ao exposto, evidenciam-se as dificuldades de quantificação de volumes de lixiviado, não havendo uma metodologia que assegure uma exata previsão de vazão.

O aterro sanitário pode ser interpretado como um grande reator anaeróbio que gera, a partir da estabilização da matéria orgânica, destacadamente os seguintes subprodutos: gás metano ( $\text{CH}_4$ ), gás dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ , amônia livre ou amônia gasosa e  $\text{NH}_4^+$ , íon amônio). Assim, pode-se entender que a matéria na forma sólida disposta em aterro será transformada em gases ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , entre outros), líquidos (lixiviado, que apresenta elevada concentração de matéria orgânica, em termos DQO, demanda química de oxigênio – decorrência da transformação de parte matéria orgânica presente nos sólidos em matéria orgânica “diluída” – e elevada concentração de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) – decorrência da presença do  $\text{NH}_4^+$ ) e, ainda, matéria sólida remanescente (sob a forma de substâncias húmicas e fúlvicas, refratárias ao processo de digestão anaeróbia). A transformação anaeróbia que ocorre nos aterros sanitários do material orgânico bruto em bioestabilizado, com geração de gás metano (denominada metanogênese), é assumida conceitual e atualmente como um processo de cinco fases (Bidone & Povinelli, 1999):

Fase 1 (ajustamento inicial): disposição dos resíduos, acúmulo de umidade e cobertura da área. Nessa fase as bactérias aeróbias iniciam a estabilização da matéria orgânica, com conseqüente e predominante geração de  $\text{CO}_2$ . A atividade metabólica desses microrganismos é exotérmica, o que justifica a elevação de temperatura verificada no âmbito da massa sólida nesse estágio da estabilização. Essa fase pode estender-se por alguns dias;

Fase 2 (transição): início da formação do lixiviado e transição da fase aeróbia para anaeróbia. Estabelecimento das condições de óxido-redução favoráveis ao início da digestão anaeróbia. As proteínas, os carboidratos e os lipídeos presentes na massa sólida são convertidos a compostos mais simples, facilitando a sua assimilação por parte dos microrganismos. Então, simplificarmente, as proteínas são transformadas em aminoácidos, os

carboidratos são transformados em monossacarídeos (açúcares simples) e os lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa;

Fase 3 (formação de ácidos): predominância dos ácidos voláteis (propiónico, butírico, entre outros). Oxidação dos ácidos voláteis e dos ácidos graxos de cadeia longa para ácido acético e hidrogênio (precursores diretos do metano). Queda de pH com conseqüente mobilização e possível complexação de espécies metálicas. Liberação dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P), que serão utilizados como substrato para o crescimento da biomassa. O hidrogênio é detectado e sua presença afeta a natureza e o tipo de produtos intermediários em formação;

Fase 4 (fermentação metânica): produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação de ácidos são convertidos em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . Retorno do pH à condição de tampão, controlado pelos ácidos voláteis. Potenciais redox nos valores mais baixos. Precipitação e complexação de metais;

Fase 5 (maturação final): estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade. Escassez de nutrientes e paralisação da produção de gás. Predominância de condições ambientais naturais. Aumento do valor do potencial redox com o aparecimento de  $\text{O}_2$  e espécies oxidadas. Conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microrganismos em substâncias húmicas complexadas com metais.

As características do lixiviado e as concentrações de seus constituintes são diretamente influenciadas pelo tipo de resíduo disposto no aterro, por questões culturais e econômicas relativas à população que gera os resíduos, pelo grau de decomposição dos resíduos no âmbito da massa sólida já disposta (conforme já referido) e por fatores hidrológicos intrínsecos aos locais onde se localizam os sítios de disposição (também já referido). Os controles das características dos lixiviados dos aterros brasileiros que recebem resíduos de origem doméstica têm mostrado que, para aterros operando a menos de cinco anos (aterros “jovens”), a concentração de matéria orgânica em termos de DQO, usualmente e em média, fica na faixa entre 800 mg/L e 10.000 mg/L (Cardillo, 2006). As concentrações de N-amoniacoal, por sua vez, freqüentemente variam entre 1.500 mg/L e 3.000 mg/L, para aterros da mesma idade. Comumente, o principal objetivo dos processos de tratamento de lixiviado é a redução das concentrações de matéria orgânica e de N-amoniacoal, pois normalmente são esses os seus constituintes que se apresentam mais concentrados.

### 3.2. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

As alternativas mais conhecidas de tratamento de lixiviado são as seguintes: remoção de amônia por aeração mecânica; adsorção em carvão ativado; processos de membrana (osmose reversa); evaporação; aspersão sobre o solo; coagulação, floculação, sedimentação ou flotação; oxidação química; processo fotoeletroquímico; lagoas anaeróbias e lagoas facultativas; tratamento conjunto em estação de tratamento de esgoto; recirculação; tratamento em leito de vermicomposto; processos biológicos aeróbios; processos biológicos anaeróbios; banhados construídos. Geralmente, são usados mais de um tipo de processo como forma de tratamento, prevalecendo o uso de um processo anaeróbio seguido de um processo aeróbio (Beltrão, 2006). A escolha da tecnologia de tratamento de lixiviado mais adequada deve acontecer a partir da avaliação dos seguintes aspectos: volume de lixiviado gerado (que depende principalmente da capacidade do aterro, do seu tamanho e das características hidrológicas locais); composição do lixiviado (no que diz respeito às concentrações de seus poluentes); capacidade de investimento e de operação por parte do mantenedor do sistema de tratamento; atendimento das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais. Os processos de tratamento que foram estudados nesta pesquisa, em função de suas especificidades e de sua utilização ainda incipiente, serão apresentados nos subitens 3.2.14.2. e 3.2.15.

No Brasil, a aplicação dos processos de tratamento de lixiviado tem por objetivo principal a redução das concentrações de compostos orgânicos e de N-amoniaco. Essa é uma decorrência da vigência da Resolução Nº 357 do CONAMA, de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. A referida Resolução também estabelece que os órgãos ambientais federais, estaduais e municipais, no âmbito de sua competência, deverão, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, de modo a não comprometer os padrões estabelecidos pelo enquadramento do corpo de água. Por esse instrumento, fica estabelecido que cabe também aos órgãos ambientais regionais indicar os padrões de emissão (quando do licenciamento da atividade ou empreendimento) e fiscalizar o seu

atendimento. Portanto, é comum que sejam verificadas diferenças nas exigências dos órgãos ambientais reguladores de região para região, embora todas essas diretrizes devam respeitar ao que a Resolução Nº 357 estabelece.

### 3.2.1. Remoção de amônia por aeração mecânica

A remoção de amônia por aeração mecânica é muito difundida como “remoção de amônia por arraste com ar” (em inglês, *ammonia stripping*). A metodologia consiste em elevação do pH do lixiviado para valores próximos a 11 (ou superiores), fazendo-se com que prevaleça na massa líquida o N-amoniaco na forma de  $\text{NH}_3$  (amônia gasosa). A alcalinização acontece comumente sob a ação dos seguintes agentes:  $\text{Ca(OH)}_2$ , hidróxido de cálcio;  $\text{NaOH}$ , hidróxido de sódio; entre outros. Após estar estabelecida a condição de pH adequado, acontece a introdução mecânica de ar no meio líquido, determinando-se que, pela ação da circulação dessa massa de ar, ocorra a expulsão ou o arraste do  $\text{NH}_3$ , normalmente para a atmosfera.

O processo é comumente conduzido em torres ou lagoas. O aspecto positivo dessa alternativa de tratamento é a possibilidade de remoção de amônia até o patamar que se pretender. A eficiência na remoção de N-amoniaco dependerá fundamentalmente das quantidades de alcalinizantes empregadas no tratamento. Os aspectos negativos são: possibilidade de lançamento de consideráveis quantidades de amônia na atmosfera, com odor significativo; elevados custos para o controle do processo; elevados custos de energia associados com introdução da grande quantidade de ar requerida no processo; necessidade de ajuste do pH para descarga do efluente final tratado, com possibilidade de consumo de grandes quantidades de agentes químicos e possível prejuízo do tratamento biológico subsequente.

Cardillo (2006) realizou estudo em escala de bancada utilizando uma torre de PVC de 150 mm de diâmetro e altura total de 5 m. No referido experimento, o autor prescindiu do ajuste de pH pela ação de agentes alcalinizantes, pois, sob determinadas condições de agitação e aquecimento (pelo equilíbrio de bicarbonatos), o lixiviado a ser tratado apresenta um aumento natural de pH, sem necessidade de adição de um álcali ao meio. A eficiência na remoção de amônia, variando-se a temperatura entre 40 e 60 °C, foi superior a 80%. O tempo de detenção hidráulica (TDH) aplicado foi da ordem de 4 h. Ainda segundo o autor, a adoção dessa metodologia tem como aspecto positivo a possibilidade de

recuperação da amônia, que após ser misturada com fosfatos e sulfatos, permitiria a produção de fosfatos e sulfatos de amônio, subprodutos com características de fertilizantes químicos. O trabalho citado não torna explícitas as condições específicas de agitação do meio líquido, bem como não discorre sobre as condições operacionais da temperatura do experimento (apenas é referida a faixa de variação desse parâmetro).

Silva *et al.* (2007) realizaram experimento em escala de bancada no qual foi verificado o arraste ou a expulsão do N-amoniaco presente no lixiviado pela ação exclusiva de agitação “lenta” da massa líquida. Utilizando lixiviado coletado no Aterro Controlado de Londrina/PR, que recebe resíduos de origem domiciliar desde 1970, os autores promoveram agitação de 15 L do líquido em recipiente. A agitação “lenta” da massa líquida foi garantida pela ação de bomba do tipo submersa para aquários ornamentais e a temperatura média do experimento foi sempre mantida ao redor dos 30 °C. Os autores destacaram que a bomba empregada teve sua entrada de ar afogada de modo a ser impedida qualquer condição de introdução mecânica de ar no meio líquido. Durante 20 d o experimento foi controlado e os autores concluíram que foi possível alcançar redução de 79% de N-amoniaco. No final do processo, foi verificado pH igual a 8. Não foi citado no referido trabalho qualquer tipo de troca ou de renovação do líquido controlado, a partir de que é presumível que tal eficiência tenha decorrido do longo TDH do lixiviado no recipiente. Também não foram especificadas no trabalho as condições da agitação, referida como “lenta” pelos autores. Ainda, é possível que a agitação do meio apenas tenha promovido a aceleração do encaminhamento da amônia gasosa para o meio externo. Os autores apontam que não houve nitrificação do N-amoniaco (transformação do íon amônio,  $\text{NH}_4^+$ , em nitrato), pois o controle de nitritos e nitratos indicou concentrações sempre inferiores aos limites de detecção do equipamento utilizado nas análises.

Keenan *et al.* (1984) apud Fleck (2003) controlaram as concentrações de N-amoniaco em uma lagoa de *stripping* de amônia. A concentração média de N-amoniaco no lixiviado afluente à lagoa era igual a 1.001 mg/L. O TDH na referida lagoa era de 1,74 d, sendo a unidade precedida de um tanque de equalização e de um reator cilíndrico de contato de fluxo ascendente, operando sob TDH igual a 1,7 h, dentro do qual, através da adição de solução de cal, obtinha-se a elevação de pH, além de coagulação e precipitação de metais pesados e de parte da carga orgânica do lixiviado. Os autores referiram eficiência média de 50% de remoção de amônia no sistema,

não indicando a quantidade de cal utilizada, nem o pH do líquido afluente à lagoa, tampouco detalhes operacionais dessa.

### 3.2.2. Adsorção em carvão ativado

O carvão ativado em pó (CAP) e o carvão ativado granular (CAG) têm sido usados pela sua capacidade de promover sorção, absorvendo e adsorvendo quantidades residuais de material orgânico de lixiviados, quando esses líquidos já tiveram a maioria de seus compostos orgânicos removidos através de outro tipo de tratamento (DoE, 1995). O CAP e o CAG são materiais altamente porosos e com grande superfície específica (amostras de CAG usualmente apresentam valores entre 500 e 1.500 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>). Assim, para sua aplicação, a sorção em carvão ativado exige a remoção prévia de sólidos suspensos do lixiviado, de modo a prevenir-se, no caso dos leitos filtrantes fixos de CAG, a rápida colmatção do leito de carvão. Como visto, essa tecnologia é aplicável na fase de complementação do tratamento do efluente, sendo especialmente interessante para tratamento de lixiviado no qual se verifique a presença de poluentes particularmente indesejados ou preocupantes. Quando é verificada a presença pontual (não regular) de um composto no lixiviado, resultará mais econômica a utilização do CAP diluído no lixiviado, dispensando-se as usuais torres com leitos de CAG.

HO *et al.* (1974) apud Fleck (2003) testaram dosagens de 0-20.000 mg/L de carvão ativado em pó no tratamento de lixiviado com DQO igual a 4.920 mg/L e pH igual a 7,4 em equipamento de *jar-test*. Com a dosagem de 4.000 mg/L obtiveram um efluente clarificado com remoções de 25,4% de DQO, 81,8% de ferro e 10,9% de STD. Em um segundo experimento, os autores introduziram lixiviado com DQO igual a 7.213 mg/L em colunas de CAG a 24 °C. Os volumes de lixiviado utilizados foram duas vezes superiores ao volume de vazios dos leitos, de modo a configurar uma dosagem de 1.240 mg/L de carvão. Nessas condições, verificou-se aumento da remoção de DQO (56,8%), para TDH de 21,8 min. As remoções de ferro e sólidos totais dissolvidos foram de 65% e 19,3% respectivamente.

### 3.2.3. Processos de membrana

Uma membrana pode ser definida como um filme fino sólido que separa duas soluções e que sob ação de algum tipo de força externa, atua

como barreira seletiva para o transporte de componentes dessas soluções (Schneider & Tsutiya, 2001). As referidas forças são determinadas pela ação de pressões positivas, pressões negativas ou diferença de potencial elétrico. A seletividade da membrana depende do tamanho de seus poros e do material que a constitui. O aspecto mais importante relativo à aplicação dessa metodologia é a necessidade de grandes gastos energéticos, pois ao passo em que é diminuído o tamanho dos poros, é aumentada a perda de carga (que precisa ser vencida) gerada no escoamento da massa líquida pelos poros da membrana. A tecnologia de tratamento de lixiviado que envolve a utilização de membranas semipermeáveis é destacadamente a “osmose reversa” (OR).

A OR é indicada principalmente no tratamento de lixiviado fortemente concentrado em termos de constituintes inorgânicos e sua aplicação se dá sob baixas taxas volumétricas (DoE, 1995). A porosidade das membranas empregadas nesse processo é inferior a 200D, permitindo-se a partir de sua aplicação a retenção de íons e de praticamente toda a matéria orgânica presente ou remanescente no líquido (Schneider & Tsutiya, 2001). A OR não representa tratamento de contaminantes, mas sim um dispositivo que quando usado possibilita precipitar os constituintes sólidos do lixiviado na forma de sais ou concentrados, atingindo-se assim um líquido efluente com alto padrão de pureza. O destino mais comum para disposição desse concentrado é a recirculação no âmbito do aterro, que é alternativa simples e barata operacionalmente. Essa solução, porém, não pode ser utilizada por longos períodos sob pena de que a massa de resíduos, na qual os contaminantes de lixiviado são simplesmente reintroduzidos, não complete a degradação dos resíduos (DoE, 1995).

A OR já foi apontada como o melhor dos processos físico-químicos para remoção complementar de DQO de lixiviado (Qasim e Chiang, 1994). Chian and DeWalle (1977) apud (Qasim e Chiang, 1994) apresentaram eficiências entre 56 e 70% na remoção de COT, utilizando membrana de acetato de celulose. A eficiência foi aumentada para 88% quando a membrana usada era constituída de polietilenamina. A partir da elevação do pH do lixiviado de 5,5 para 8,0, deu-se o aumento de eficiência na remoção de COT para 94%, fazendo com que os autores relacionassem a sensibilidade e seletividade das membranas com o pH do líquido. Os estudos indicaram remoção de STD igual a 99%, porém nada citaram com relação às porosidades das membranas. Kinman *et al.* (1985) apud Qasim & Chiang (1994), utilizando



taxa de aplicação de  $2,50 \text{ m}^3/\text{m}^2$  e pressão de trabalho de 1.400 a 1.700  $\text{kN}/\text{m}^2$ , obtiveram eficiência de 97% na remoção de orgânicos, 97,5% na remoção de sólidos totais dissolvidos e redução das concentrações de metais para patamares inferiores aos limites de detecção, nada referindo com relação à porosidade das membranas.

#### 3.2.4. Evaporação

A evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado representa a vaporização de parte da fração líquida de seu conteúdo. A transformação do líquido em vapor é regulada pela ação de fontes externas de energia, que podem ser naturais ou artificiais. Quando o sol é o agente responsável pela evaporação, o processo é normalmente conduzido em lagoas. Nesses casos, há necessidade de utilização de grandes áreas de modo a ser garantida elevada interface entre a massa líquida e a atmosfera. Se a fonte de energia for artificial, o processo é usualmente realizado em tanques de evaporação. Os pontos negativos da utilização desses equipamentos são o custo elevado de sua aquisição, uma vez que os mesmos não são produzidos no Brasil (Castro, 2001) e o gasto de energia relacionado ao provimento de calor ao sistema de tratamento. O aspecto positivo mais destacado desse processo é a redução do volume de lixiviado, seja qual for o tipo de energia.

A utilização do potencial calorífico do biogás gerado no aterro para aquecimento da massa líquida é proposta viável e muito aplicada modernamente. Simplificadamente, os gases gerados no aterro são coletados e encaminhados para queimador. Durante e após a combustão dos gases, verifica-se liberação de energia na forma de calor. O calor é então, com uso de tubos perfurados dispostos na base do tanque de evaporação, introduzido na massa líquida (Castro, 2001). A conversão de água a  $0^\circ\text{C}$  a vapor a  $100^\circ\text{C}$  demanda  $54.100.000 \text{ kcal}/\text{m}^3$  (Fleck, 2003). Conservadoramente, pode-se considerar que  $1 \text{ Nm}^3$  de biogás produz, em combustão,  $4.000 \text{ kcal}$  (DMLU, 2002). Assim, seriam necessários  $13.525 \text{ Nm}^3$  de biogás para a conversão de  $1 \text{ m}^3$  de água presente no lixiviado a  $0^\circ\text{C}$  a vapor a  $100^\circ\text{C}$ . Na prática, a aplicabilidade da metodologia depende das vazões de lixiviado e biogás geradas no aterro e do poder calorífico desse último. O sistema poderá ser proposto com ou sem recondensação de água. O lançamento do vapor na atmosfera ou, após a recondensação, do líquido em corpo receptor

exigirá controle das concentrações de seus componentes, com vistas ao atendimento dos padrões estabelecidos pela legislação (Fleck, 2003).

A evaporação pode ser precedida por tratamento cujo objetivo seja a redução da concentração de N-amoniaco do lixiviado. Nesse caso, um agente acidificante será introduzido na massa líquida, reduzindo o valor de pH com consequente conversão de  $\text{NH}_3$  em sais solúveis de amônia. O lixiviado será então evaporado e separado em destilado e líquido residual. Como a osmose reversa, a metodologia consiste em concentração, separação e acumulação, não sendo um processo de tratamento especificamente. O concentrado final, tipicamente 5% do volume original, requer disposição adequada. Se o concentrado é retornado ao aterro há o problema, assim como na osmose reversa, de que o carregamento contaminante crescerá dentro da massa de resíduos ao longo do tempo (DoE, 1995). Não é razoável a proposição da evaporação para aterros sanitários que geram grandes vazões.

### 3.2.5. Aspersão sobre o solo

A aspersão de lixiviado sobre o solo ou sobre áreas verdes pode determinar grande redução de volume desse líquido pelo caminho da evapotranspiração. Essa tecnologia tem sido aplicada com sucesso na aspersão de lixiviados fracamente concentrados sobre grandes áreas de terra no Reino Unido (DoE, 1995). Esse tipo de tratamento envolve uma combinação de processos biológicos e físico-químicos como, por exemplo, nitrificação e desnitrificação, rápidos crescimento e brotação, oxidação, transpiração, evaporação e precipitação, absorção e adsorção. Ao passo que o lixiviado penetra no solo ou o atravessa, há a possibilidade de degradação microbiológica de compostos orgânicos, metabolização de N-amoniaco e remoção de íons orgânicos por precipitação ou troca de íons.

Torres de irrigação e esguichadores são utilizados para distribuição de lixiviado. As taxas típicas de aplicação são de 45 m<sup>3</sup>/ha.dia, mas taxas mais elevadas são usadas para lixiviados fracamente concentrados. A aspersão de lixiviados contendo elevadas concentrações de metais ou compostos orgânicos dificilmente biodegradáveis não é recomendada pelo potencial de acumulação em solos e pelo material vegetativo. Devem ser considerados os possíveis problemas com odores na área de tratamento e a dispersão de gotas em função das condições do vento.

### 3.2.6. Coagulação, floculação, sedimentação ou flotação

A adição de agentes coagulantes ao lixiviado, seguida de mistura e separação de fases, pode ser ocasionalmente proposta tanto antes quanto depois de outros tratamentos. A ação dos reagentes pode resultar em remoção de sólidos suspensos, metais pesados e matéria orgânica. Os agentes de coagulação normalmente usados no processo são: hidróxido de sódio, cloreto férrico, sulfato de alumínio e coagulantes poliméricos. As partículas de impurezas presentes na massa líquida apresentam-se estabilizadas, normalmente com carga superficial negativa. A coagulação (mistura rápida com o objetivo de diluir rápida e uniformemente o coagulante no líquido) representa a introdução de um produto químico capaz de promover a quebra dessa estabilidade. Em seguida, é induzido o agrupamento das partículas de impurezas em torno de um núcleo de aglutinação (normalmente sais de alumínio ou ferro) e a formação de flocos de impurezas pela ação de mistura lenta. No momento em que os flocos adquirirem peso específico maior do que o verificado no meio líquido acontecerá a sua sedimentação. Essa separação de fases também pode acontecer por flotação, acontecendo a quebra da estabilidade das partículas de impureza com a aplicação de quantidade de agente coagulante menor do que aquela utilizada para promover sedimentação de flocos. A partir da quebra da estabilidade e da formação de pequenos flocos, grande volume de ar é introduzido no meio líquido, arrastando para a superfície os sólidos e facilitando, assim, a sua retirada.

O controle da concentração de sólidos totais do lixiviado estudado neste trabalho indicou valor médio igual a 15.987 mg/L. Dessa concentração a quase totalidade é determinada pela presença de sólidos dissolvidos (15.338 mg/L), sendo pouquíssimo representativa a concentração de sólidos suspensos. A referida composição estabelece que não ocorra sedimentação dos sólidos presentes no lixiviado se não houver introdução de agentes coagulantes no meio líquido, pois os sólidos aqui apresentados como dissolvidos são dificilmente sedimentáveis. Alguns testes em escala de bancada vêm sendo realizados com o lixivado do aterro com o objetivo de verificação da aplicabilidade da tecnologia de filtração direta. A tecnologia pode apresentar interessantes resultados se o objetivo for a clarificação do líquido. Variando-se os agentes coagulantes e suas concentrações, variando-se as condições de agitação da mistura (pH, gradientes e tempos de mistura), variando-se os tipos de leito filtrante e variando-se as taxas de

aplicação de dos filtros, espera-se o abatimento da concentração de sólidos presentes no lixiviado. Os resultados ainda não viabilizam uma interpretação segura das eficiências obtidas, decorrência do pequeno número de amostras coletadas e analisadas até o presente momento.

Máximo & Castilhos Jr. (2007) estudaram o processo de tratamento por coagulação e floculação do lixiviado gerado no Aterro Metropolitano da Grande Florianópolis, situado em Biguaçu/SC. No estudo, desenvolvido em escala de bancada e que utilizou equipamento de jar-test, foram testados os seguintes agentes coagulantes: cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino. As concentrações aplicadas de coagulantes variaram de 500 a 1.500 mg/L. O uso do tanino, segundo os autores, conduziu aos melhores resultados na remoção de DQO (38%) e de COT (50%). Na remoção de fósforo total, prevaleceu o resultado obtido com o cloreto férrico (62%, contra 28% obtido com a aplicação do tanino). Não são referidos no trabalho os parâmetros que conduziram aos melhores resultados (pares “concentração de coagulante e pH de mistura”, nem são referidos os tempos de mistura rápida e de mistura lenta).

Ensaio realizados com lixiviado gerado na Central de Resíduos do Recreio em 2004, com equipamento de jar-test, utilizaram os seguintes agentes coagulantes: cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanfloc (agente floculante a base de tanino). O objetivo dos ensaios foi verificar a aplicabilidade do processo de precipitação química no tratamento do referido lixiviado. Verificou-se que as concentrações de coagulante que promoveram a precipitação de maioria dos sólidos presentes no lixiviado foram altíssimas. Concluiu-se que em escala real não seria viável a aplicação do processo, consequência dos grandes custos que isso envolveria tanto com relação à compra dos produtos químicos quanto com relação ao manejo do grande volume de lodo químico que seria gerado. Além disso, após a precipitação verificou-se flotação de parte do precipitado.

Poucas pesquisas até o presente momento abordaram com profundidade a viabilidade da associação da precipitação química com os processos biológicos no tratamento de lixiviado. A consequência da utilização dos produtos químicos sobre a biota do tratamento ainda é uma lacuna, pois comumente a precipitação química de lixiviado é avaliada como um processo de tratamento isolado. Deve recair todo interesse sobre esse tema, pois não é possível prescindir-se do tratamento biológico em um cenário como o brasileiro e, ao mesmo tempo, a precipitação química pode ser um

coadjuvante interessante em alguns sistemas de tratamento. Complementarmente, cumpre sublinhar que no caso de escolha do processo de precipitação, é indispensável a realização de ensaios de laboratório com o lixiviado a ser tratado, sendo inclusive aconselhável operação de um sistema piloto de tratamento, a partir do qual será controlado o tratamento em escala real.

### 3.2.7. Oxidação química

A utilização dos processos de oxidação química de lixiviado pela introdução de agentes oxidantes e ajuste de pH pode ser sugerida para os casos em que se pretenda a remoção de qualquer um dos seguintes compostos: sulfetos (principal aplicação do processo de oxidação, tem por objetivo a eliminação de odores), sulfitos, formaldeídos, cianetos e fenóis. As reações de óxido-redução são aquelas em que o estado de oxidação (número de oxidação) de pelo menos um dos reagentes é aumentado enquanto em outro reagente é diminuído (McArdle, 1988). O sucesso do processo depende do tempo de contato entre o agente oxidante e a massa líquida. A eficiência da ação oxidante, por sua vez, depende da acidez ou da alcalinidade do líquido, razão que justifica o ajuste de pH. Os oxidantes mais utilizados são assim listados (DoE, 1995): ozônio e cloro (gasosos), peróxido de hidrogênio e hipoclorito sódico (líquidos), permanganato de potássio (sólido). O tratamento pode ser realizado em tanques, em regime de bateladas ou contínuo e usando soluções diluídas dos agentes oxidantes.

Ho *et al.* (1974) apud Fleck (2003) testaram a oxidação química de lixiviados em equipamento de jar-test utilizando cloro gasoso, hipoclorito de cálcio e permanganato de potássio. Os autores pretenderam avaliar as eficiências do processo na remoção de DQO e de metais (utilizando o ferro como indicador). Os resultados indicaram que: a aplicação de cloro gasoso na massa líquida com pH inicial igual a 1,75 mostrou baixas eficiências na remoção de DQO (máxima igual de 24%); demandou elevada concentração do oxidante (1.200 mg/L) para lixiviado que apresentava DQO igual a 340 mg/L; finalmente, gerou grande quantidade de lodo. Como esperado, os autores constataram que o N-amoniacal presente no lixiviado exerceu demanda de cloro, com conseqüente geração de cloraminas. A aplicação de 8.000 mg/L de hipoclorito de cálcio, por sua vez, conduziu a eficiência de 48% na remoção de DQO (massa líquida com pH inicial igual a 9,0 e DQO inicial igual a 1.500 mg/L). Com relação ao uso de permanganato de potássio,

a eficiência máxima verificada foi de 16,8% na remoção de DQO, para massa líquida variando o pH entre 5,9 e 6,1. Todos os ensaios referidos promoveram eficiências na remoção de ferro superiores a 94%.

O peróxido de hidrogênio e o ozônio são oxidantes que podem ser utilizados com sucesso no tratamento de lixiviado. Uma relação igual a 1 entre a concentração de peróxido de hidrogênio e a concentração de sulfetos solúveis, em pH neutro e com tempo de contato de 10 min, promove a remoção dos sulfetos (DoE, 1995). Com relação à aplicação do ozônio, HO *et al.* (1974) apud Fleck (2003) realizaram experimentos nos quais obtiveram, com tempo de contato de 1 h, as seguintes eficiências: 5,6% na remoção de DQO e 82% na remoção de ferro. A elevação do tempo de contato para 4 h determinou aumento para 37,4% na da eficiência da remoção de DQO e para 95,5% na remoção de ferro. No experimento foi utilizada corrente de oxigênio de 100 L/h com aproximadamente 3,6% (25,7mg/min) de ozônio para tratamento de 200 mL de lixiviado com 7.162 mg/L de DQO, 45 mg/L de ferro e pH igual a 7,3. O ozônio possui grande ação desinfetante, decorrência de sua característica de forte oxidante, razão pela qual sua aplicação é muito sugerida no tratamento de águas para abastecimento e de águas residuárias.

As pesquisas têm-se aprofundado no estudo das questões relativas à formação e remoção de organoclorados em sistemas de tratamento de efluentes. Esses compostos resultam da associação do cloro com a matéria orgânica presente no meio líquido. Em função disso, sempre que houver o interesse pela aplicação do cloro no caso específico da oxidação de lixiviado, deve necessariamente surgir haver a preocupação com a possível formação dos compostos organoclorados. Pelas razões expostas, há uma tendência atualmente que indica o uso de outros oxidantes. Ainda é pouco verificada a adoção dessa metodologia em sistemas de tratamento em escala real, principalmente em função dos custos que envolvem a sua geração.

### 3.2.8. Processo foto-eletroquímico

O estudo do tratamento de lixiviado por processo foto-eletroquímico é recente. Trata-se de um processo oxidativo avançado, induzido pela ação fotocatalisadora de luz emitida por uma fonte controlada. A irradiação a partir de um agente fotocatalisador, geralmente um semicondutor inorgânico (por exemplo,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{ZnO}$  ou  $\text{CdS}$ ), pode promover uma transição eletrônica, fazendo com que aconteça a formação de sítios oxidantes e redutores capazes de catalisar reações químicas (Beltrão, 2006). Bertazzoli & Moraes

(2006) realizaram estudo, em escala piloto, de tratamento de lixiviado bruto em sistema foto-eletroquímico de 18 L, eletrodos comerciais de  $\text{Ti}/70\text{TiO}_2$ - $3\text{ORuO}_2$  e lâmpada de radiação ultravioleta. Com densidade de corrente de  $116 \text{ mA/cm}^2$ , vazão constante de  $2.000 \text{ m}^3/\text{h}$  e TDH de 3 horas, foram verificadas eficiências entre 31 e 90% na remoção de DQO, entre 33 e 73% na remoção de COT e entre 31 e 100% de N-amoniacal. Os autores indicam o processo como possível complemento para o tratamento biológico, apontando como aspecto positivo a pequena área ocupada pela unidade e como aspecto negativo o elevado gasto energético.

### 3.2.9. Lagoas anaeróbias e lagoas facultativas

Lagoas anaeróbias e facultativas são provavelmente a alternativa de tratamento de lixiviado mais simples operacionalmente. Jucá (2003) realizou levantamento dos tipos de tratamento de lixiviado em operação em alguns aterros brasileiros. O trabalho mostra que em 28 aterros sondados, 12 apresentaram algum dos tipos citados de lagoa, ratificando que em nível nacional é comum a aplicação desse processo de tratamento. Provavelmente, seu uso foi difundido como consequência dos seguintes fatores: não há necessidade de qualquer mecanização nas lagoas; baixo custo de implantação (se houver disponibilidade de áreas de baixo custo); condições climáticas extremamente favoráveis ao processo na maior parte do território brasileiro. Os grandes problemas da aplicação de lagoas no tratamento de lixiviado têm residido nas baixas eficiências obtidas no tratamento (Qasim & Chiang, 1994) e no fato de que a maioria dos projetistas ainda dimensiona essas unidades a partir dos parâmetros que devem ser utilizados no dimensionamento de lagoas que tratam esgoto doméstico. Nesses casos, necessariamente haverá fracasso do sistema de tratamento.

A DQO de um esgoto doméstico medianamente concentrado é tipicamente igual a  $400 \text{ mg/L}$  (Jordão & Pessoa, 2005), enquanto em lixiviados de aterros jovens pode facilmente ultrapassar os  $5.000 \text{ mg/L}$ . Mesmo no tratamento de esgoto doméstico a adoção de lagoas determina necessidade de grandes áreas. No tratamento de lixiviado, cuja concentração em termos de orgânicos facilmente supera em 10 vezes o esgoto doméstico, as áreas de tratamento praticamente inviabilizam a utilização do processo. As lagoas anaeróbias utilizadas no tratamento de esgoto doméstico apresentam normalmente TDH entre 3 e 5 d e profundidade entre 3 e 4 m. As lagoas facultativas, por sua vez, são projetadas usualmente para TDH entre 6 e 12

dias, com profundidades de 1,3 a 1,7 m. No tratamento de lixiviado, TDHs em lagoas anaeróbias fora da faixa de 20 a 50 d não permitirão o desenvolvimento de condições anaeróbias satisfatórias ao processo de estabilização. Além disso, é necessário enfatizar que as lagoas, se bem projetadas e operadas, apenas permitem a estabilização de parte da matéria orgânica prontamente biodegradável. Portanto, lixiviados cuja relação  $DBO_5/DQO$  seja baixa (inferior a 0,5), com grande parte da matéria orgânica refratária ao processo biológico, não encontram ambiente favorável à sua estabilização nos processos de lagoas.

### 3.2.10. Tratamento conjunto em ETE

O tratamento de lixiviado em estação de tratamento esgoto doméstico (ETE) é muito difundido. Se fosse proposta, com o propósito de facilitar o entendimento da questão, uma comparação grosseira entre a vazão *per capita* de esgoto gerado e a vazão de lixiviado “*per capita* gerada”, ver-se-ia que a quantidade de esgoto é muitíssimo superior a quantidade de lixiviado. Por essa razão, a mistura de lixiviado e de esgoto na ETE é sempre viável em termos quantitativos, resultando em grande diluição do lixiviado. O aspecto negativo da alternativa pode ser o custo de logística (transporte) do lixiviado até ETEs, que pode ser reduzido com a construção e operação de redes de lixiviado que conduzem o líquido até a ETE. O desafio dessa alternativa é estabelecer a correta relação de diluição do lixiviado no esgoto, em termos de volume, de modo a não ser comprometida a eficiência do tratamento de esgoto. Alguns autores citam como 5% o limite para essa diluição (Boyle & Ham, 1974).

A Companhia de Saneamento Básico de São Paulo (SABESP) mantém um termo de cooperação técnica com a prefeitura de São Paulo, desde 1994, que estabelece o recebimento e tratamento por parte da SABESP, do lixiviado de aterros sanitários (Gonçalves, 2006). A contrapartida da prefeitura é receber em seus aterros sanitários o material recolhido na rede coletora de esgotos, o material gradeado, o lodo desidratado e a areia das ETEs operadas pela companhia. Pelo acordo, a SABESP recebeu em 2006 uma média de 137 caminhões por dia de lixiviado, cada um com 30 m<sup>3</sup> do líquido. Além disso, há prefeituras que pagam à SABESP pelo tratamento do lixiviado gerado em seus aterros. Em 2005, por exemplo, a SABESP recebeu mensalmente na Estação Elevatória de Esgotos do Piqueri 111.656 m<sup>3</sup> de



lixiviado, que foram encaminhados ao tratamento na ETE Barueri por interceptores.

Fachin *et al.* (2000) controlaram durante 22 meses o tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado na ETE Lami, em Porto Alegre/RS. O lixiviado era gerado no Aterro Sanitário da Extrema. O controle do processo iniciou após um ano de operação do tratamento conjunto. Na ETE Lami o tratamento do esgoto era realizado em dois módulos, cada um composto por cinco lagoas na seguinte sequência: uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação. A vazão média na ETE durante o período de estudo foi de 11,5 L/s. No aterro da Extrema, durante a realização do estudo, a vazão de lixiviado gerado era de igual a 60 m<sup>3</sup>/d e o tratamento do líquido acontecia por filtro anaeróbio (a partir da metade do estudo, uma lagoa aerada foi introduzida no sistema de tratamento, de modo a reduzir as concentrações de N-amoniaco). Os autores testaram os percentuais de 0,1 a 10,7% de diluição do lixiviado em volume no esgoto, com média de 3,2%, e verificaram que as concentrações de N-amoniaco podem ser inibidoras da atividade fotossintética das algas nas lagoas. Os autores concluíram que a alternativa é viável, sobretudo em pequenas comunidades.

### 3.2.11. Recirculação de lixiviado

A recirculação de lixiviado para o âmbito da massa de resíduos ou a sua aspersão sobre as células descobertas de disposição configuram o uso da massa sólida como filtro ou reator anaeróbio pouco controlado (DoE, 1995). O líquido precisa ser acumulado para ser recirculado. A recirculação de lixiviado bruto poderá determinar interferência na degradação anaeróbia dos resíduos dispostos. O lixiviado acumulado, cuja geração ocorreu durante a metanogênese da massa sólida, resulta de um processo de estabilização anaeróbia parcial ou completa. Estando o líquido completamente estabilizado, sua recirculação sobre uma massa de resíduos em fase inicial de estabilização possivelmente estimularia a metanogênese da massa sólida, consequência principalmente da faixa de pH em que o líquido estabilizado normalmente se enquadra (próximo à neutralidade, favorável ao desenvolvimento do processo). No entanto, se o lixiviado encontrar-se ainda na fase de geração de ácidos, sua recirculação provavelmente acentuaria a acidificação do meio, inibindo a completa metanogênese da massa sólida,

sobretudo se esta estiver iniciando sua estabilização (situação verificada em massa de resíduos recém dispostos).

### 3.2.12. Tratamento em leito de vermicomposto

A aplicação de lixiviado em leito de vermicomposto é alternativa interessante para a redução da concentração de matéria orgânica e de N-amoniacal. Reichert (1999) controlou a aplicação de lixiviados com DQO igual a 900 mg/L e NTK igual a 652 mg/L. Taxas de aplicação superficial entre 2,1 e 6,4 L/(m<sup>2</sup>.d) conduziram à eficiência de 50% na remoção de DQO e nitrificação superior a 98% de NTK. O tratamento foi assistido pela introdução de ar na massa de vermicomposto. O autor conclui que a alternativa é interessante, pois a nitrificação obtida foi muito expressiva, embora haja a necessidade de remoção posterior dos nitratos resultantes do processo.

### 3.2.13. Processos biológicos aeróbios convencionais

Os processos biológicos aeróbios têm conduzido a consistentes e confiáveis resultados no tratamento de lixiviado, principalmente no Reino Unido (DoE, 1995). Os processos biológicos aeróbios podem ser classificados em função da forma de crescimento dos microrganismos que atuam no tratamento: crescimento aderido (filtros percoladores e contadores biológicos rotatórios) ou crescimento não aderido (lagoas ou tanques, ambos de aeração forçada). Esses tratamentos potencialmente reduzem elevadas concentrações de DQO e DBO<sub>5,20°</sub>, muito comuns no lixiviado em estágio inicial de estabilização. Porém, o aspecto positivo mais destacado do tratamento biológico aeróbio é a possibilidade de nitrificação de elevadas concentrações de N-amoniacal, pela ação de intensa aeração na planta de tratamento. Em termos gerais, os pontos negativos da alternativa são principalmente os elevados custos energéticos, resultantes da necessidade de introdução de grandes quantidades de ar na massa líquida, e a quantidade de lodo gerado durante o tratamento (normalmente até 5 vezes superior ao lodo gerado no tratamento anaeróbio).

#### 3.2.13.1 Filtros percoladores

O uso de filtros percoladores como único estágio de tratamento para lixiviados altamente concentrados não é recomendado, pois grandes

carregamentos orgânicos e inorgânicos podem conduzir o filtro rapidamente ao preenchimento completo de vazios, consequência do crescimento e da retenção de lodos biológicos (crescimento microbiológico). Por essa razão, pode-se sugerir a aplicação de filtros percoladores associados com outras unidades de tratamento. Os referidos filtros são comumente chamados “percoladores” porque o processo que os envolve consiste em alimentação e percolação contínua do líquido através dos vazios do leito filtrante (brita ou material plástico, usualmente). Resumidamente, do contato entre o líquido e a massa biológica depositada sobre a superfície do leito filtrante resulta a oxidação bioquímica da matéria orgânica. Portanto, as concentrações de DQO,  $DBO_{5,20}$  e COT presentes em lixiviado são presumivelmente reduzidas em filtros percoladores. O mesmo desempenho positivo não deve ser esperado na remoção de N-amoniacal, para a qual deverá ser desprezível a eficiência obtida na ação desses filtros.

A oxidação de 1 grama de N-amoniacal exige 4,6 gramas de oxigênio Cardillo (2006), enquanto a oxidação de 1 grama de matéria orgânica exige apenas 1 grama de oxigênio. A introdução de ar em filtros percoladores é regulada naturalmente (não mecanicamente) e ocorre simultaneamente ao ingresso do líquido no filtro percolador, sendo por essa razão muito reduzida. A quantidade de ar envolvida nesse mecanismo é suficiente apenas para a estabilização de parte da matéria orgânica carbonácea. O TDH nesses filtros é da ordem de segundos, prevalecendo a estabilização da matéria orgânica prontamente biodegradável. Assim, é previsível a incapacidade desses filtros na remoção de N-amoniacal, a menos que sejam promovidas recirculações de parte ou de todo o volume de lixiviado. Contrariando a assertiva anterior, Cotrim (1997) obteve excelentes resultados utilizando filtros percoladores compostos por carvão ativado e aparas de couro tipo *wet blue* no tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Zona Norte, localizado em Porto Alegre/RS. Com o uso das aparas de couro, o autor verificou 64% de remoção de DQO, 95% de  $DBO_{5,20}$  e 92% de N-amoniacal. Com o uso do carvão ativado, por sua vez, o autor verificou 68% na remoção de DQO, 79% na remoção de  $DBO_{5,20}$  e 89% na remoção de N-amoniacal. A taxa de aplicação superficial utilizada foi de  $0,16 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$  e os filtros receberam esgoto doméstico para geração de biofilme durante os primeiros 45 dias do experimento, recebendo lixiviado durante os 120 dias seguintes. As eficiências obtidas na pesquisa provavelmente deveram-se ao desempenho do material utilizado como leito

suporte, razão pela qual sugere-se a continuidade da investigação do comportamento desses materiais no tratamento de lixiviado.

Fleck (2003) utilizou filtro percolador no tratamento de lixiviado previamente tratado em filtro anaeróbio e verificou remoção de 53% de NTK, de 46% de nitrogênio total e 36% de DBO<sub>5,20</sub>. A taxa de aplicação superficial adotada foi de 0,063 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>.d), razão pela qual o filtro foi denominado como de “baixa capacidade” – a NBR 12209 assim classifica os filtros cujas taxas de aplicação variam entre 0,8 e 5,0 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>.d).

### *3.2.13.2. Contator biológico rotatório*

O contator biológico rotatório ou biodisco rotativo consiste é um conjunto de discos enfileirados e agrupados por um eixo horizontal de rotação. Na medida em que giram os discos, os microrganismos aderidos alternadamente emergem no lixiviado e são expostos ao ar (DoE, 1995). Os filmes crescem e desprendem-se dos discos, permanecendo suspensos na massa líquida e aumentando a eficiência do sistema. Esses dispositivos têm apresentado melhor desempenho do que os filtros percoladores na remoção de DQO e N-amoniacal. Contatores rotatórios biológicos em escala real foram construídos no Reino Unido e provaram o bom desempenho no tratamento de lixiviados altamente metanogênicos (de aterros velhos) e na nitrificação do líquido.

Spengel & Dzombak (1991) apud Fleck (2003) utilizaram contatores biológicos rotatórios em escala de bancada no tratamento de lixiviado “velho” com as seguintes características: DBO<sub>5,20</sub> entre 15 e 38 mg/L; DQO entre 322 e 385 mg/L; NTK entre 156 e 171 mg/L; e pH entre 7,2 e 7,7. Foram utilizadas no estudo três unidades experimentais, cada qual composta por três módulos, cada módulo contendo dois biodiscos, mantendo 40% de suas superfícies imersas no líquido. Os autores variaram as taxas de aplicação superficial entre 7,9 e 49,2 L/[m<sup>2</sup> de área de disco).d], os TDHs entre 0,77 e 0,12 d e os rotatores operaram a 2,3 rpm. Com o objetivo de evitar a queda do pH, foi providenciada a introdução de alcalinidade no meio, sob a forma de 200 mg/L de bicarbonato de sódio. Fosfato de sódio também foi adicionado ao afluente, com o objetivo de ser garantida a concentração de 10 mg/L no afluente. As eficiências verificadas na remoção de matéria orgânica e de nitrogênio foram: para DBO<sub>5,20</sub>, igual a 38%; para DQO, igual a 80% e para N-amoniacal, igual a 98%. Os resultados confirmam a expectativa de que sejam tanto menores as eficiências na remoção biológica de DBO<sub>5,20</sub> e

DQO quanto menores forem as suas concentrações iniciais, pois com o passar do tempo espera-se que já tenha havido certa estabilização da matéria orgânica presente no lixiviado. Lugowski *et al.* apud Qasim & Chiang, (1994) estudaram o desempenho de contadores biológicos rotatórios no tratamento de lixiviado. Experimentos em escala de bancada e escala piloto indicaram taxas de remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  entre 95 e 97% e remoção de DQO entre 80 e 90%.

### 3.2.13.3. Lagoas ou tanques de aeração mecânica

Nos processos aeróbios de tratamento de lixiviado realizados em lagoas ou tanques, o crescimento da biomassa é não-aderido. A aeração mecânica da massa líquida determina a geração e o crescimento de flocos biológicos suspensos, os quais hidrolisam e metabolizam os componentes poluentes do lixiviado. A profundidade das lagoas costuma ser de 2 a 5 m. Tempos médios de detenção hidráulica de 10 a 20 dias podem permitir remoções superiores a 90% de DQO e N-amoniacal (DoE, 1995). Os flocos biológicos são resistentes aos choques de carregamento e podem aclimatar-se mesmo na presença de toxinas, íons metálicos e elevados níveis de N-amoniacal. As lagoas de aeração prolongada diferem operacionalmente dos processos de lodos ativados nos seguintes aspectos: não há recirculação de lodo nas lagoas e, normalmente, não há unidade de decantação primária antecedendo as lagoas. O aspecto negativo do uso de lagoas é o consumo energético, razão pela qual sugere-se a tecnologia como coadjuvante do tratamento de lixiviado.

Silva *et al.* (2007) avaliaram as eficiências obtidas em um sistema de lagoa aerada de mistura completa na remoção de matéria orgânica do lixiviado bruto do Aterro Controlado de Londrina/PR. Em escala de bancada, os autores verificaram as eficiências obtidas para vários TDHs (5, 10, 15, 30 e 40 d). Os autores observaram que o aumento do TDH não determinou incremento significativo na remoção matéria orgânica. Para o TDH de 5 d,  $\text{DBO}_{5,20}$  média afluente de 330 mg/L e DQO média afluente de 4.920 mg/L, obtiveram-se eficiências de 82% na remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  e 19% na remoção de DQO. Diminuindo-se a concentração inicial média de  $\text{DBO}_{5,20}$  para 170 mg/L, os autores verificaram queda de eficiência para 74%. No caso da DQO, reduzindo-se a sua concentração inicial para 2.800 mg/L, verificou-se queda de eficiência para 4%. Tais resultados indicaram que a aeração foi responsável pela oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável.

### 3.2.13.4. Lodos ativados

O processo de lodos ativados é normalmente empregado com sucesso no tratamento de lixiviado. Assim como nas lagoas de mistura completa, o crescimento da biomassa é não-aderido e ocorre a introdução mecânica de ar na massa líquida. A principal característica do sistema de lodos ativados é a necessidade de recirculação de lodo ativo (biomassa ativa) para o tanque de aeração, razão pela qual há necessidade de unidade de decantação secundária após o tanque de aeração. Os microrganismos formam flocos que sedimentarão no decantador secundário, a partir de onde serão, em parte, descartados do sistema de tratamento e, em parte, recirculados para o tanque de aeração. A recirculação é realizada de modo a ser garantida elevada concentração de microrganismos ativos biologicamente, desempenhando suas atividades de estabilização da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada na unidade de aeração. A tecnologia de lodos ativados assim como foi apresentada pode ser conhecida como “lodo ativado convencional”, denominação comumente utilizada para sistemas que possuem apenas decantador secundário.

Lu *et al.* (1984) apud Qasim & Chiang (1994) analisaram os resultados de várias pesquisas que envolveram a utilização de lodos ativados e estabeleceram as seguintes generalizações:

Possibilidade de remoção de  $\text{DBO}_5$  e DQO entre 90 e 99%;

Possibilidade de remoção de metais entre 80 e 99%;

Condições operacionais sugeridas: (1) concentração de SSV (sólidos suspensos voláteis) no lixiviado entre 5.000 e 10.000 mg/L; (2) relação alimento para microrganismos entre 0,02 e 0,06  $\text{d}^{-1}$ ; (3) TDH entre 1 e 10 d; (4) tempo de detenção celular entre 15 e 60 d; (5) demanda nutricional:  $\text{DBO}_{5,20}$ :

N:P = 100:3,2:0,5;

Muitos problemas foram reportados, entre eles: (1) aeração excessiva associada com altas concentrações de metais contribuíram para formação de espuma, reduzida através da utilização de agentes antiespumantes e de misturadores mecânicos; (2) a atividade biológica foi afetada por deficiências nutricionais; (3) metais e outros constituintes inibiram a atividade biológica, exigindo aumento do TDH para a bioestabilização do lixiviado.

### 3.2.14. Processos biológicos anaeróbios convencionais

#### 3.2.14.1. *Reatores UASB*

Reatores UASB são as unidades anaeróbias de tratamento de esgoto doméstico mais utilizadas modernamente. Também são conhecidos como reatores anaeróbios de fluxo ascendente, digestores anaeróbios de fluxo ascendente ou reatores anaeróbios de manta de lodo. Consagrado simplesmente como “Reator UASB” (do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket), sua aplicação no tratamento de lixiviado merece discussão. O processo de tratamento consiste na introdução do líquido a ser tratado na parte inferior do reator. A partir daí, o fluxo da massa líquida é induzido a ultrapassar ascendentemente, com baixa velocidade ascensional (no tratamento de esgoto doméstico usualmente igual a 0,5 m/h), uma camada de lodo biológico ativo. A baixa velocidade do fluxo facilita a sedimentação dos sólidos facilmente sedimentáveis. Os sólidos suspensos do líquido, no caso do esgoto doméstico compostos destacadamente por matéria orgânica carbonácea, serão em parte metabolizados pelas bactérias presentes na manta de lodo, resultando desse processo um líquido cuja concentração de  $\text{DBO}_{5,20}$  e de DQO poderá ter sido reduzida em, pelo menos, 50%. Lixiviados de aterro sanitário podem apresentar concentração de sólidos totais elevadas (no lixiviado objeto desta pesquisa, por exemplo, são em média 15.000 mg/L) e baixa concentração de sólidos suspensos (usualmente 500 mg/L), valores que certamente dificultariam a remoção de sólidos no âmbito da manta de lodo por simples sedimentação. Além disso, é preciso ressaltar que se o lixiviado apresentar baixa relação  $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$  (valores inferiores a 0,5), sendo então composto por matéria orgânica refratária ao processo biológico, resultará ineficiente a aplicação dos reatores UASB no seu tratamento.

#### 3.2.14.2. *Filtros anaeróbios de fluxo ascendente*

##### 3.2.14.2.1. *Conceituação, histórico e desempenho*

Filtros anaeróbios de fluxo ascendente são reatores biológicos compactos, constituídos comumente de leito suporte de brita. Esses filtros basicamente utilizam-se do contato entre os líquidos que afluem ascendentemente ao reator (pela sua base) e a biomassa ativa (sólidos biológicos ativos) retida no reator. A biomassa pode apresentar-se de três formas distintas no reator: na forma de fina camada de biofilme aderida ao meio suporte; na forma de biomassa dispersa retida nos interstícios do

reator; na forma de flocos ou grânulos retidos no fundo falso do filtro (quando houver fundo falso), sob a camada do leito suporte (Chernicharo, 1997). Os compostos orgânicos solúveis contidos no afluente entram em contato com a biomassa, difundindo-se sobre as superfícies do biofilme ou sobre o lodo granular, sendo convertidos principalmente a gás carbônico e metano. O principal parâmetro de projeto dos filtros anaeróbios é o TDH (que é a razão entre o volume do filtro e a vazão afluente), pois a eficiência dos filtros depende diretamente desse valor. Testes com filtros em escala piloto e o controle de filtros operados em escala real mostraram que (Young, 1991): comparadas ao TDH, a altura do reator e a concentração do afluente têm efeito menos significativo na eficiência dos filtros; a superfície específica do leito suporte, a partir de  $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , tem influência pouco significativa no desempenho da unidade; a recirculação do efluente produz pequeno aumento na eficiência dos filtros, podendo ser interessante apenas do ponto de vista do controle do pH do meio líquido, na medida em que reduz a necessidade de adição de agentes químicos.

Os filtros anaeróbios são estudados como alternativa para o tratamento de esgoto doméstico desde a década de 1950. Porém, a partir da década de 1960, por meio de estudos de Young & McCarty (1969) sobre tratamento de matéria orgânica solúvel utilizando filtros anaeróbios de fluxo ascendente, ampliou-se sua aplicação. No Brasil, em 1982, na edição original da NBR 7229, foi recomendado o uso de filtros anaeróbios para melhoria da qualidade do efluente líquido de fossas sépticas (Jordão & Pessoa, 2005). Os objetivos da medida foram: melhorar a qualidade do efluente de fossas, com vistas ao seu lançamento no corpo receptor e estabelecer uma alternativa à infiltração de efluentes de fossa no terreno. Após a publicação da referida norma, o uso dos filtros foi muito difundido em todo Brasil, principalmente em pequenos conjuntos habitacionais e condomínios.

Young (1991) estabeleceu, a partir de seus estudos, que o TDH é o principal parâmetro de projeto de filtros anaeróbios. Em função disso, propôs uma equação que permite obter-se a partir do TDH a eficiência desses reatores no tratamento de diversos tipos de efluentes. A referida equação será apresentada a seguir e a sua expressão gráfica, para filtros com leito suporte de brita, está representada pela Figura 3.1:

$$E = 100 \cdot (1 - S_k \cdot \text{TDH}^{-m}), \text{ para } (1 \leq \text{TDH} \leq \infty) \quad \text{Eq. 3.1}$$



Em que:

E = eficiência do filtro anaeróbio (%);

TDH = tempo de detenção hidráulica (h);

Sk = coeficiente do sistema;

m = coeficiente do leito suporte.

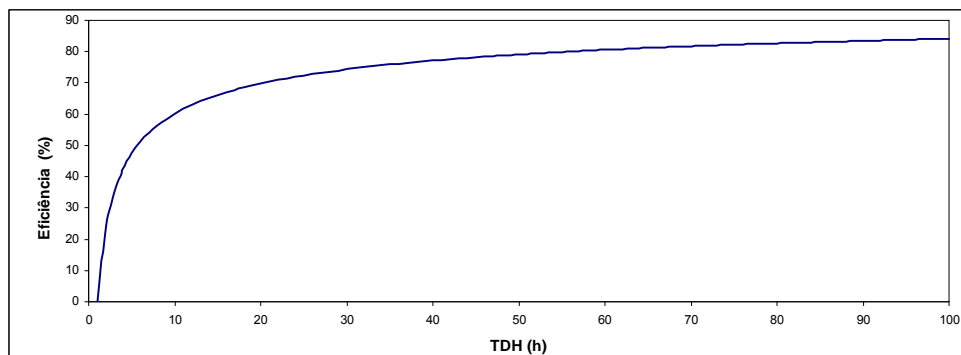


Figura 3.1 Expressão gráfica da equação proposta por Young (1991)

Os valores de  $Sk$  e de  $m$  para leitos suporte constituídos de brita são sugeridos iguais a 1,0 e 0,4, respectivamente (Young, 1991). A relação pode ser usada para cálculo de eficiência tanto para filtros em escala piloto quanto para filtros em escala real. Como filtros anaeróbios têm apresentado desempenho satisfatório sob temperaturas entre 25 e 38°C (na faixa mesofílica), sugere-se que a eficiência calculada seja corrigida a partir da seguinte equação:

$$E(T) = 1 - (1 - E_{30})^{\theta \cdot (T - 30)} \quad \text{Eq. 3.2}$$

Em que:

E(T) = eficiência do processo na temperatura T (%);

$E_{30}$  = eficiência do processo na temperatura de 30°C (%);

T = temperatura de operação (°C);

$\theta$  = coeficiente de temperatura (entre 1,02 e 1,04).

#### 3.2.14.2.2. Filtros anaeróbios no tratamento de lixiviado

Os sistemas anaeróbios compactos (reatores anaeróbios) oferecem marcados aspectos positivos, entre os quais se podem destacar a baixa produção de lodo e a possibilidade de recuperação de metano com vistas a

provisionamento de energia. Alguns pesquisadores que têm estudado o tratamento de lixiviado nesses sistemas mostraram que, sob condições bem controladas e específicas de pesquisa, são possíveis remoções de  $\text{DBO}_{5,20}$  superiores a 90% (Qasim & Chiang, 1994). Nesses estudos, a relação  $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$  média observada foi igual a 0,68, com DQO variando de 1.300 até 30.000. A Tabela 3.1 apresenta o desempenho de reatores anaeróbios no tratamento de lixiviado, em termos de remoção de DQO.

Tabela 3.1 Remoção de DQO em reatores anaeróbios no tratamento de lixiviado

DQO inicial (mg/L)	Relação $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$	Remoção de DQO (%)	TDH (d)
10.000	0,79	93	10
12.900	0,45	92	10
16.500	0,62	99	15
5.500	0,78	93	10
1.300	0,81	87	1,2
30.000	0,65	97	27

Fonte: Adaptado de Chian e Dewalle (1977)

Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente, que também são reatores anaeróbios compactos, já tiveram seu desempenho estudado no tratamento de lixiviado em escala real. Em Milwaukee, estado de Wisconsin/EUA, Carter (1986) apud Young (1991), controlou um filtro anaeróbio com leito suporte de módulos tubulares, sob temperatura da massa líquida igual a 37 °C, volume do filtro igual a 2.800 m<sup>3</sup> e sem recirculação. O tratamento de lixiviado aconteceu com carregamento orgânico aplicado entre 0,2 e 0,7 kg.DQO/(m<sup>3</sup>.d). O TDH do filtro variou entre 30 e 40 dias e, para DQO afluyente igual a 11.000 mg/L e  $\text{DBO}_{5,20}$  igual a 8.650 mg/L (relação  $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$  de aproximadamente 0,79), as eficiências obtidas variaram entre 90 e 96% na remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$ . O trabalho não discorre sobre a altura dos filtros, tampouco cita o valor da superfície específica do leito suporte. Os resultados obtidos nesse estudo ratificam a possibilidade de serem obtidas elevadas remoções de matéria orgânica em filtros anaeróbios tratando lixiviado. O largo TDH adotado na pesquisa merece destaque, pois

provavelmente seja o grande responsável pelo excelente desempenho da unidade. Ainda, o resultado indica que elevadas concentrações afluentes de matéria orgânica não inviabilizam o tratamento por processo biológico anaeróbio, desde que a relação  $DBO_{5,20}/DQO$  do afluente seja interessante (superior a 0,5), indicando fácil biodegradabilidade.

No estado de Nova York, King (1989) apud Young (1991) registrou o desempenho de um filtro anaeróbio com leito suporte de módulos sintéticos, volume de  $540\text{ m}^3$  e operando sob temperatura do meio líquido igual a  $36\text{ }^{\circ}\text{C}$ . No filtro em questão, a recirculação do líquido em tratamento dava-se por 10 vezes. O carregamento orgânico aplicado no tratamento foi sempre inferior a  $0,1\text{ kg.DQO}/(\text{m}^3.\text{d})$ . O TDH do filtro era igual a 7 d e, para DQO afluente de  $400\text{ mg/L}$  e  $DBO_{5,20}$  afluente igual a  $216\text{ mg/L}$ , as eficiências obtidas foram de 39% na remoção de DQO e 55% na remoção de  $DBO_{5,20}$ . O trabalho não cita a altura dos filtros, nem o valor da superfície específica do leito suporte. Possivelmente as “baixas” eficiências obtidas no filtro deveram-se às pequenas concentrações iniciais de matéria orgânica. O lixiviado em questão provavelmente já se apresentava recalcitrante ao tratamento biológico anaeróbio, razão pela qual o filtro anaeróbio talvez não fosse a alternativa mais indicada para o tratamento do líquido. O aumento do TDH do filtro, nesse caso, provavelmente não implicaria em aumento de eficiência.

Fleck (2003) estudou o tratamento de lixiviado em escala piloto utilizando filtros anaeróbios com volume igual a  $0,13\text{ m}^3$  e leito suporte de brita 5 (cuja maior dimensão deve ser superior a  $75\text{ mm}$ ). O lixiviado apresentava-se com  $DBO_{5,20}$  afluente entre  $2.690$  e  $8.860\text{ mg/L}$  e DQO afluente entre  $5.345$  e  $14.670\text{ mg/L}$ . Para TDH próximo a 56 d, o autor verificou eficiências de 82,4% na remoção de  $DBO_{5,20}$  e 77,7% na remoção de DQO. As cargas orgânicas aplicadas foram sempre inferiores a  $0,2\text{ kg.DQO}/(\text{m}^3.\text{d})$ . A partir dos resultados referidos, é possível inferir-se que as elevadas eficiências do tratamento deveram-se ao longo TDH aplicado no processo. O carregamento orgânico aplicado está dentro da faixa que se pode julgar interessante para o bom desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de lixiviado [inferiores a  $1,0\text{ kg.DQO}/(\text{m}^3.\text{d})$ ].

Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente potencialmente conduzem a elevadas eficiências na remoção de matéria orgânica, porém, na qualidade de reatores anaeróbios, são geradores de N-amoniacal. As concentrações de N-amoniacal em lixiviados brutos de aterros jovens e adultos (com até 5 anos de operação) são altíssimas (facilmente superam  $2.000\text{ mg/L}$ ). Por essa

razão, sugere-se que os reatores anaeróbios sejam sim utilizados no tratamento de lixiviado, na medida em que podem contribuir em muito no tratamento, em termos remoção de  $DBO_{5,20}$  e DQO, mas associados a um processo de tratamento que permita a redução das concentrações de N-amoniacal. Sugere-se que essa complementação do tratamento aconteça pela aplicação de banhados construídos ou por um processo aeróbio de tratamento.

### 3.2.15. Banhados construídos

#### 3.2.15.1. *Conceituação, histórico e desempenho*

Banhados construídos são ecossistemas criados artificialmente e controlados, compostos por macrófitas aquáticas e cuja aplicação no tratamento de efluentes tem por objetivo reproduzir os banhados naturais, maximizando o desempenho desses na remoção de poluentes. O termo em inglês *constructed wetland* é o mais encontrado na literatura internacional (Beltrão, 2006). Em língua portuguesa, também se aplicam as seguintes denominações: terras úmidas construídas, várzeas ou alagados construídos e lagoas ou leitos construídos de macrófitas. Essas estruturas são potencialmente interessantes para o tratamento de efluentes na medida em que as macrófitas, o leito suporte de suas raízes e o meio líquido constituem um ambiente favorável aos processos de estabilização de efluentes. Dois tipos de banhados construídos são os mais utilizados em sistemas de tratamento: o banhado construído de escoamento superficial ou *free water surface* (FWS), em que a lâmina líquida ultrapassa o topo do leito suporte; e o banhado construído de fluxo subsuperficial, ou *subsurface flow* (SSF), em que a lâmina líquida fica abaixo do topo do leito filtrante, no âmbito das raízes das macrófitas.

O tratamento de efluentes em banhados construídos teve início na década de 1950, na Alemanha (Bastian & Hammer, 1993). A partir de então, os estudos foram aprofundados com o objetivo de aumentar-se a aplicabilidade de sistemas de tratamento que utilizem essas estruturas. Cunha (2006) cita levantamento realizado por Kadlec *et al.* (2000)<sup>1</sup> que indicou a existência de mais de 6.000 banhados construídos sendo usados no

---

<sup>1</sup> KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L; VYMAZAL, J; BRIK, H; COOPER, P; HABERL, R. (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control: process, performance, design and operation* - Scientific and Technical Report, London: IWA Publishing, n. 8, 156p.

tratamento de resíduos domésticos na Europa e de mais de 1.000 sendo utilizados no tratamento de esgotos industriais na América do Norte.

Nos banhados construídos, as macrófitas e o leito suporte de suas raízes permitem a acumulação e a fixação de biomassa ativa no sistema. Como resultado de sua atividade fotossintética, as plantas introduzem oxigênio no meio líquido, no âmbito de suas raízes, formando-se ali um cenário favorável à estabilização aeróbia de matéria orgânica. Em regiões do banhado onde é grande o período de detenção da massa líquida, acontece o estabelecimento de condições de anaerobiose, nas quais poderá acontecer a estabilização anaeróbia da matéria orgânica. A comunidade de macrófitas desenvolve-se a partir do consumo de nutrientes, razão pela qual nitrogênio e fósforo presentes no líquido a ser tratado podem ser assimilados pelas plantas.

Fleck (2003) assim listou os poluentes que podem ser removidos em banhados construídos, indicando também os mecanismos que podem atuar na remoção:

Sólidos suspensos: removidos fisicamente por sedimentação e filtração no meio poroso e na própria vegetação;

Matéria orgânica solúvel ou insolúvel: removida por processos biológicos aeróbios e anaeróbios de estabilização;

Nitrogênio orgânico: (1) removido por sedimentação e filtração quando associado aos sólidos suspensos; (2) removido por incorporação às moléculas complexas que formam o húmus do solo; (3) removido por sua hidrólise para geração de aminoácidos solúveis, que gerarão amônia;

Nitrogênio amoniacal: (1) reduzido em no máximo 10% por volatilização de amônia livre, Metcalf & Eddy (1991); (2) removido por adsorção e troca iônica envolvendo partículas orgânicas do solo e partículas orgânicas carregadas, ficando os conteúdos adsorvidos disponíveis para o crescimento dos vegetais e microrganismos; (3) removidos por nitrificação em condições aeróbias;

Nitratos: não são adsorvidos em função de sua carga negativa, mas podem ser (1) consumidos pelas macrófitas em períodos de crescimento ou (2) removidos por desnitrificação, que ocorre pela ação de bactérias facultativas em sítios anóxicos (que podem ser adjacentes às zonas aeróbias);

Fósforo: (1) assimilado pelas plantas para seu crescimento, apesar desse efeito ser pouco significativo; (2) precipitado na forma de fosfatos insolúveis; (3) adsorvido por minerais argilosos e constituintes orgânicos do solo;

Metais: (1) retidos por bioacumulação das plantas; (2) retidos por adsorção ao substrato mineral; (3) oxidados pela ação de microrganismos; (4) utilizados na formação de sulfetos insolúveis; e (5) formação de quelato junto ao material orgânico e incorporação ao biofilme;

Elementos-traço: removidos por sorção;

Microrganismos indicadores de contaminação: removidos pela combinação de vários mecanismos, como adsorção, predação e decaimento por ação da radiação solar.

Os banhados construídos de fluxo subsuperficial são os mais utilizados no tratamento de efluentes. Neles, toda a massa líquida é submetida ao contato com o leito suporte das raízes das macrófitas. O leito suporte mais usado é a brita e as macrófitas cuja utilização está mais difundida pertencem aos gêneros *Typha* e *Scirpus*. Os banhados construídos não devem ser utilizados como unidades isoladas em um sistema de tratamento de efluentes. O líquido afluente aos banhados deve ser proveniente, pelo menos, de tratamento primário, sob pena de que aconteça principalmente o entupimento do leito suporte ou a não aclimação das macrófitas. A seguinte equação permite o cálculo da remoção de matéria orgânica, em termos de  $DBO_{5,20}$ , em banhados desse tipo (Marques, 1999):

$$C_e/C_o = \exp (-K_T \cdot TDH) \quad \text{Eq. 3.3}$$

Em que:

$C_e$  =  $DBO_{5,20}$  do efluente (mg/L);

$C_o$  =  $DBO_{5,20}$  do afluente (mg/L);

$K_T$  = constante cinética ( $d^{-1}$ );

TDH = tempo de detenção hidráulica no leito suporte (d).

O  $K_T$  é assim calculado:

$$K_T = K_{20} \cdot (1,1)^{(T - 20)} \quad \text{Eq. 3.4}$$

Em que:

$K_{20}$  = constante cinética a 20 °C.

O TDH é assim calculado:

$$TDH = V_v/Q \quad \text{Eq. 3.5}$$

ou

$$TDH = (L.W.n.d)/Q \quad \text{Eq. 3.6}$$

Em que:

$V_v$  = volume de vazios no sistema ( $m^3$ );

$Q$  = vazão média no sistema ( $m^3/d$ );

$L$  = comprimento do sistema (m);

$W$  = largura do sistema (m);

$n$  = porosidade do leito suporte (decimal);

$d$  = profundidade do leito suporte (m).

Fleck (2003) sugere que o TDH real é função da condutividade hidráulica do meio poroso e da declividade do leito. Assim a equação seguinte expressa o TDH real:

$$TDH \text{ real} = L/(k_s.S) \quad \text{Eq. 3.7}$$

Em que:

$k_s$  = condutividade hidráulica do meio poroso [ $m^3/(m^2.d)$ ];

$S$  = declividade da base do banhado (m/m).

### 3.2.15.2. Banhados construídos no tratamento de lixiviado

Os bons resultados de alguns banhados construídos no tratamento de lixiviado já são conhecidos internacionalmente. Os sólidos suspensos presentes no lixiviado podem ser rapidamente removidos em banhados construídos, pois as condições de tranquilidade do fluxo (velocidades inferiores a 8 m/d) determinam deposição desses materiais. O crescimento microbiano e a atividade dos microrganismos são responsáveis pela remoção da matéria orgânica solúvel. A decomposição de detritos de plantas e de outros materiais orgânicos pode resultar em  $DBO_{5,20}$  efluente em faixas extremamente baixas (menores que 100 mg/L). A remoção de nitrogênio total, por sua vez, pode alcançar eficiência aproximada de 70% (Liehr *et al.*, 2000), não apenas pela incorporação ao tecido das macrófitas aquáticas como também pelos processos de nitrificação e desnitrificação.

Fleck (2003) utilizou um banhado construído de fluxo subsuperficial, em escala piloto, no polimento do lixiviado do Aterro Sanitário da Extrema (Porto Alegre/RS). O líquido era previamente tratado em um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de filtros aeróbios. O estudo foi realizado em um tanque de PEAD, com 1,15 m de comprimento e 0,93 m de largura. O autor utilizou como substrato (leito suporte para as raízes das macrófitas) um horizonte de 0,28 m de areia grossa. As mudas de macrófitas (*Typha latifolia*) foram plantadas em número de doze. O autor verificou a dificuldade de aclimação das macrófitas. Ainda assim, segundo o autor, foram obtidas levadas eficiências na remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$ , DQO, NTK, nitrogênio (todas as formas), fósforo e cromo total, operando-se com diluições do lixiviado.

Beltrão (2006) controlou um processo de tratamento de lixiviado, registrado sob o nome de “Sistema de Barreira Bioquímica” (SBQ), em duas células de banhados construídos. As células eram compostas por substrato de pedra, macrófitas aquáticas emergentes e barreiras de solo dispostas transversalmente nos banhados. A pesquisa foi desenvolvida com lixiviado gerado no Aterro da Muribeca, em Jaboatão dos Guararapes/PE. A autora concluiu que o SBQ é viável como alternativa de polimento do lixiviado, na medida em que foram obtidas eficiências superiores a 46% na remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  e eficiências média entre 14 e 23% na remoção de DQO.

### 3.3. PADRÃO DE EMISSÃO DE EFLUENTES

No Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), em atendimento ao que está estabelecido pela Resolução N° 128 do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA), de novembro de 2006 – que ratifica a Resolução N° 357 do CONAMA, de março de 2005 – exige que sejam cumpridos os padrões de emissão de efluentes líquidos. A referida Resolução do CONSEMA enquadra os efluentes, de acordo com sua origem, em duas classes: efluente doméstico (esgoto doméstico) e efluente de fonte poluidora não-doméstica. O lixiviado de aterro sanitário é caracterizado como “efluente de fonte poluidora não-doméstica” e, nesses casos, o padrão de emissão de efluentes do tratamento é determinado em função da vazão poluidora gerada. Na Tabela 3.2, são apresentadas as concentrações máximas permitidas no lixiviado tratado para as variáveis julgadas prioritárias pelo CONSEMA.



**Tabela 3.2** Padrão de lançamento de efluente para fonte poluidora não-doméstica

Faixa de vazão (m³/dia)	DBO <sub>5,20</sub>	DQO	Sól. Susp.
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Q < 20	180	400	180
20 ≤ Q < 100	150	360	155
100 ≤ Q < 500	110	330	125
500 ≤ Q < 1.000	80	300	100
1.000 ≤ Q < 3.000	70	260	80
3.000 ≤ Q < 7.000	60	200	70
7.000 ≤ Q < 10.000	50	180	60
10.000 ≤ Q	40	150	50

Fonte: CONSEMA/RS (2006)

Na Tabela 3.3 são referidas as concentrações máximas e as eficiências mínimas exigidas no tratamento para a remoção de N-amoniaco e de fósforo total. Como normalmente são elevadas as concentrações iniciais desses poluentes no lixiviado, permite-se que o lançamento final do efluente tratado aconteça sob a condição menos restritiva.

**Tabela 3.3** Concentrações máximas permitidas e eficiências mínimas exigidas na remoção de N-amoniaco e de fósforo total em lixiviados no RS

Faixa de vazão (m³/dia)	N-amoniaco		Fósforo Total	
	(mg/L)	Remoção (%)	(mg/L)	Remoção (%)
Q < 100	20	75	4	75
100 ≤ Q < 1.000	20	75	3	75
1.000 ≤ Q < 10.000	20	75	2	75
10.000 ≤ Q	20	75	1	75

Fonte: CONSEMA/RS (2006)

### 3.4. O NITROGÊNIO AMONIACAL E A RESOLUÇÃO N° 357

A Resolução N° 357 do CONAMA estabeleceu a concentração de 20 mg/L como sendo o limite máximo de N-amoniaco para lançamento de efluentes tratados em corpos receptores. A iniciativa certamente teve o objetivo de inibir a emissão final de efluentes cujas concentrações em termos de nitrogênio possam determinar: eutrofização do corpo receptor (ou manancial), consumo de grande quantidade de oxigênio dissolvido no meio líquido, morte de peixes decorrente de intoxicação por amônia livre e geração de nitratos (potenciais precursores de metahemoglobinemia). A Resolução N° 357, que é a referência maior para todos os órgãos ambientais de saneamento no Brasil, peca na medida em que estabelece que “todo” efluente tratado, independentemente de sua origem, deve atender ao referido padrão de lançamento. Tudo indica que a legislação foi concebida com foco voltado estritamente para o tratamento de esgoto doméstico, ficando assim a emissão de todo tipo de efluente submetida a um patamar muitas vezes de difícil atendimento.

Não é razoável que em países em desenvolvimento, classificação na qual enquadra-se o Brasil, o tratamento de lixiviado de aterro sanitário tenha como objetivo atingir concentrações de N-amoniaco inferiores a 20 mg/L. A constituição “natural” de lixiviados brutos já confere ao líquido características que fazem de seu tratamento um verdadeiro desafio: em termos de matéria orgânica, por exemplo, verificam-se concentrações de DQO e DBO<sub>5,20</sub> comumente superiores a 7.000 mg/L e 3.000 mg/L, respectivamente. Comparativamente, no esgoto doméstico medianamente concentrado a DQO e a DBO<sub>5,20</sub> são tipicamente iguais a 400 mg/L e 200 mg/L. Além disso, a geração do líquido é normalmente instável e a previsão de vazão pela utilização das metodologias conhecidas quase sempre não é confirmada em termos reais. Ainda assim, do ponto de vista da remoção de matéria orgânica, já há comprovação de que algumas alternativas de tratamento resultam positivas. A questão do N-amoniaco, por sua vez, merece abordagem especial: enquanto em lixiviados as concentrações normalmente excedem 2.000 mg/L (Liehr *et al.*, 2000), em esgoto doméstico verificam-se concentrações da ordem de 50 mg/L (Metcalf & Eddy, 1991). Sabe-se que mesmo no tratamento de esgoto a remoção de N-amoniaco aos patamares estabelecidos pela Resolução N° 357 eleva de maneira significativa os custos e demanda maior complexidade técnica do tratamento. Pois eis que a referida legislação, provavelmente de maneira inadvertida, estabeleceu

que os processos de tratamento de lixiviado devem viabilizar eficiências superiores a 99% na remoção de N-amoniacal. Esses valores são definitivamente elevadíssimos para o contexto brasileiro, levando-se em conta a falta de conhecimento sobre o tema, as dificuldades de aplicabilidade da maioria dos processos de tratamento e as faixas estreitas de eficiência que eles viabilizam.

O “paradoxo do N-amoniacal”, ratificado pela Resolução N° 357, exige discussão. Bidone & Povinelli (1999) citaram levantamentos realizados pelo FIBGE: em 70% das comunidades brasileiras os lixões são a forma de disposição final dos resíduos sólidos; em 13% dos municípios brasileiros a solução são os aterros “controlados”; somente em 10% dos municípios nacionais o aterro sanitário é a alternativa aplicada na segregação final dos resíduos. Os valores atuais certamente são outros, pois houve avanço e é crescente a preocupação com os resíduos sólidos, mas, seguramente, o quadro ainda é desesperador. Cabe a lembrança de que o fornecimento de água potável ainda não é acessível à totalidade da população e a coleta e o tratamento de esgoto doméstico são incipientes. Esse é o cenário em que está inserida a Resolução N° 357 do CONAMA! O documento possui o mérito de propor um padrão de emissão de efluentes que é exemplar tecnicamente, mas erra ao exigir que tal padrão seja atendido em um país cuja realidade das tecnologias simplesmente não viabiliza seu atendimento. A consequência mais negativa da aplicação da Resolução: projetos de tratamento que não são aprovados porque não conduziram aos 20 mg/L de N-amoniacal, enquanto o lixiviado bruto é lançado finalmente em corpos receptores ou mananciais, sem qualquer tratamento, determinando que o não tratamento prevaleça sobre o tratamento parcial do efluente.

### 3.5 FILTROS ANAERÓBIOS SEGUIDOS DE BANHADOS

#### CONSTRUÍDOS: JUSTIFICATIVAS

O estudo em escala real do desempenho de um sistema de tratamento de lixiviado composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos pode ser assim justificado:

Do ponto de vista dos filtros anaeróbios, (1) há necessidade de geração de dados sobre unidades desse tipo operadas em escala real no tratamento de lixiviado; (2) é importante a comparação, a partir de um estudo em escala real, entre os regimes operativos “série” e “paralelo” para sistemas compostos por mais de um filtro; (3) é necessário o aprofundamento do

estudo das possíveis eficiências obtidas em filtros anaeróbios de fluxo ascendente na remoção de matéria orgânica presente em lixiviados.

Do ponto de vista dos banhados construídos, (1) são necessárias as pesquisas em escala real sobre a aplicabilidade de banhados construídos no tratamento de lixiviado; (2) é necessária a verificação do desempenho conjunto do sistema filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos, em escala real, na remoção de matéria orgânica; (3) é necessária a verificação da capacidade de remoção de N-amoniaco em banhados construídos, com vistas ao atendimento do padrão de emissão da Resolução N° 357 do CONAMA, igual a 20 mg/L.

Em resumo, a pesquisa partiu da expectativa de que um sistema composto por filtros anaeróbios de fluxo ascendente seguidos de banhados construídos seja potencialmente interessante, técnica e economicamente, para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.