

### 3 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES ANAERÓBIOS POR LAGOAS DE POLIMENTO

Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti, Adrianus van Haandel, Mario Takayuki Kato, Marcos von Sperling, Maurício Leite Ludovice, Luiz Olinto Monteggia

#### 3.1 INTRODUÇÃO

Sistemas de lagoas de estabilização têm sido amplamente utilizados na prática de tratamento de esgoto sanitário em todo o Brasil, tendo-se observado resultados satisfatórios em termos da qualidade do efluente, sempre quando o projeto é tecnicamente adequado e existe um mínimo de operação e manutenção. Como diz o próprio nome, o objetivo principal de lagoas de estabilização é estabilizar, ou seja, transformar em produtos mineralizados o material orgânico presente na água residuária a ser tratada. Para atingir este objetivo, utilizam-se processos de tratamento que se baseiam na atividade metabólica de microorganismos, particularmente bactérias e algas. As algas produzem oxigênio através da fotossíntese e este oxigênio pode ser usado por bactérias para oxidar o material orgânico biodegradável. Alternativamente, na ausência de oxigênio, bactérias anaeróbias podem transformar o material orgânico em biogás, por meio do processo de digestão anaeróbia. O resultado do tratamento biológico, anaeróbio e aeróbio, é que a concentração de material orgânico se reduz drasticamente no decorrer do processo de tratamento, obtendo-se um efluente final com baixo valor de  $\text{DBO}_5$ . Todavia, o tempo de detenção do líquido, ou tempo de detenção hidráulica (TDH), necessário para que se complete o tratamento, é longo. Mesmo no Brasil, onde se têm as condições favoráveis do clima tropical (temperatura elevada, alta incidência de irradiação solar), necessita-se de um mínimo de 20 a 30 dias (MARA e PEARSON, 1987; YANEZ, 1993).

O longo tempo de detenção, necessário para a estabilização do material orgânico, tem uma vantagem indireta importante: o líquido permanece no sistema de lagoas por um período de tempo suficiente para que haja remoção completa dos ovos de helmintos e eficiência elevada de remoção de coliformes fecais (CF), garantindo, automaticamente, um efluente final com boa qualidade microbiológica (YANEZ, 1993; VON SPERLING 1999). Conclui-se, portanto, que sistemas convencionais de lagoas de estabilização podem produzir um efluente final com concentrações de  $\text{DBO}_5$  e SST baixas e boa qualidade microbiológica, mas que, para este bom desempenho, necessitam de um tempo de detenção longo e, conseqüentemente, de grandes volumes e áreas.

Para se obter um bom desempenho e ao mesmo tempo minimizar o TDH, o sistema de lagoas de estabilização deve ser formado por várias lagoas que devem ser operadas em série. Na primeira lagoa, a que recebe o esgoto bruto, a elevada carga de  $\text{DBO}_5$  aplicada estabelece um ambiente predominantemente anaeróbio, sendo denominada de lagoa anaeróbia (LA). A digestão anaeróbia é o mecanismo de remoção do material orgânico (MARAIS e SHAW, 1963). Na segunda lagoa da série, denominada lagoa facultativa (LF), há um ambiente aeróbio na camada superior, devido à produção fotossintetizante das algas, e anaeróbio na camada inferior. Na LF ocorrem os dois processos de remoção do material orgânico: oxidação e digestão anaeróbia. Geralmente num sistema convencional, após as lagoas anaeróbia e facultativa, existem ainda uma ou mais lagoas adicionais, com ambiente predominantemente aeróbio, denominadas lagoas de maturação (LM). Essas lagoas se destinam ao tratamento aeróbio complementar e melhoria da qualidade microbiológica do efluente.

A primeira lagoa da série, a lagoa anaeróbia, é, relativamente às outras lagoas, bastante eficiente: em um tempo relativamente curto (2 a 5 dias), remove uma grande fração do material orgânico (60 a 70 % da DBO<sub>5</sub>) (MARA, 1975), particularmente quando a temperatura é elevada (>20 °C). Continuando a série, na lagoa facultativa o TDH é de 7 a 20 dias, e nas lagoas de maturação de 10 a 15 dias, perfazendo-se, assim, um TDH total de 25 a 30 dias. É muito importante salientar que a divisão do sistema de lagoas de estabilização em lagoas em série é uma providência necessária quando se deseja um tempo de detenção reduzido. A presença da lagoa anaeróbia não é obrigatória e às vezes é evitada, para não haver problemas de odores que dela emanam. Neste caso, a lagoa facultativa recebe uma carga orgânica muito maior e o TDH nela será muito mais longo.

Nas últimas décadas, proliferou no Brasil um grande número de sistemas de tratamento anaeróbio, particularmente reatores de fluxo ascendente e manta de lodo, ou reatores UASB (CAMPOS, 1999). Nessas unidades anaeróbias de tratamento, a eficiência de remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão é elevada (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994), embora a concentração destes dois parâmetros no efluente geralmente exceda a máxima permitida pela legislação ambiental. No presente capítulo, mostra-se que, quando o efluente desses reatores é tratado em lagoas, pode-se obter um efluente final com qualidade compatível com a estabelecida na legislação ambiental.

Quando se aplica um pré-tratamento anaeróbio eficiente, antes de se descarregar o esgoto numa lagoa, as concentrações do material orgânico e dos sólidos em suspensão são drasticamente reduzidas, de modo que a remoção destes dois constituintes, em um sistema de lagoas, será muito mais fácil e, por esta razão, pode ser efetivada com um TDH muito mais reduzido. Nestas condições, o fator limitante que determina o tempo de detenção mínimo (e, portanto, o volume e a área de um sistema de lagoas) normalmente será a remoção de organismos patogênicos e não a estabilização da matéria orgânica. Para evitar confusão, convém denominar as lagoas de pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios eficientes de **lagoas de polimento (LP)**, distinguindo-as, assim, de **lagoas de estabilização** que tratam esgoto bruto.

A ampla experiência com lagoas de estabilização mostra que a configuração mais adequada para a remoção do material orgânico é a série anaeróbia + facultativa + maturação. No entanto, os critérios de projeto devem ser modificados se a remoção de microorganismos patogênicos for o principal objetivo do tratamento, como geralmente é o caso na lagoa de polimento. A teoria de reatores aplicada ao decaimento de bactérias em lagoas mostra que, para se obter uma maior eficiência de decaimento, a configuração ótima é uma lagoa única onde não haja mistura da fase líquida (lagoa de escoamento tubular). Como a cinética de remoção de bactérias em lagoas de escoamento tubular é mais favorável que em um sistema convencional com lagoas em série, o TDH necessário nas primeiras será menor que o da série de lagoas. No presente capítulo, descreve-se o desempenho de lagoas de polimento e desenvolvem-se critérios para otimização de projetos destas, comparando-se o sistema UASB + lagoa de polimento com sistemas convencionais de lagoas de estabilização.

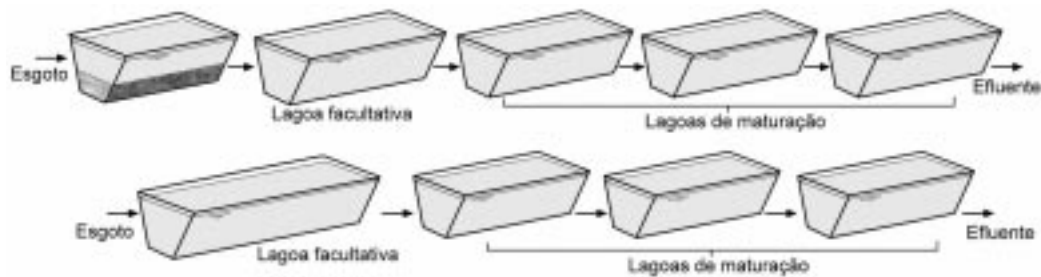
A Figura 3.1 apresenta os fluxogramas destas duas principais variantes:

- sistemas convencionais de lagoas compostos por lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoas de maturação e sistemas compostos por lagoa facultativa + lagoas de maturação;
- sistemas recentes, compostos por reatores UASB + lagoas de polimento.

Na descrição da configuração de lagoas de polimento, é oportuna uma comparação com sistemas convencionais de lagoas de estabilização. Por esta razão, apresenta-se na Tabela 3.1 as principais

diferenças entre lagoas de estabilização e lagoas de polimento. O aspecto de maior importância é a ausência de uma lagoa anaeróbia antes da lagoa de polimento, que tem vantagens práticas importantes. As lagoas anaeróbias exalam freqüentemente um odor muito desagradável, que se deve à geração de sulfeto. Parte do gás sulfídrico que se forma, a partir do sulfeto gerado, desprende-se da fase líquida, espalhando o odor característico de ovo podre. Já no reator anaeróbio, pelo fato deste ser coberto, o gás é captado, podendo ser queimado, aproveitado ou tratado, impedindo assim a liberação de maus odores.

Sistemas convencionais: lagoas tratam esgoto bruto



Sistema alternativo: uma lagoa trata efluente anaeróbio

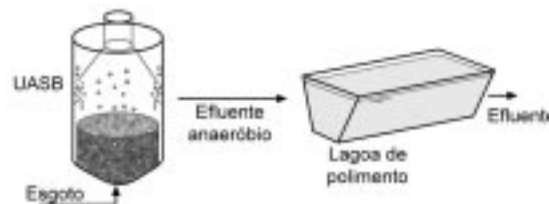


Figura 3.1- Fluxogramas de sistemas convencionais de lagoas de estabilização (LA + LF + LM ou LF + LM) e de sistemas recentes de lagoas (reator UASB + LP)

Tabela 3.1 - Principais diferenças entre lagoas de estabilização e lagoas de polimento

Parâmetro	Lagoa de estabilização	Lagoa de polimento
Afluente	Esgoto bruto	Esgoto digerido
Principal objetivo	Remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão	Remoção de patógenos e/ou nutrientes
Configuração	Lagoas em série (LA + LF + LM)	Lagoa unitária, em série ou paralelo (LP)
Área necessária	Muito grande (cerca de 3 m <sup>2</sup> /hab)	Considerável (cerca de 1 a 2 m <sup>2</sup> /hab)
Lodo no fundo	Acumulação rápida (250 mg/L)*	Acumulação lenta (70 mg/L)*
Regime de escoamento desejável	Mistura completa	Tubular
Odor	Maus e ocasionalmente terríveis odores	Sem problemas de odor
Remoção de nutrientes	Baixa	Remoção elevada de NH <sub>3</sub> e PO <sub>4</sub> factível sob condições favoráveis
Área de aplicação	Longe de regiões urbanas	Proximidade da população não é problema
Sistema de tratamento	Centralizado	Setorizado (são possíveis vários sistemas de tratamento em uma cidade).

\* Tempo de limpeza: 3 a 5 anos (LA) e 15 a 25 anos (LP)

Ref. : GONÇALVES, (1999) e CAVALCANTI et al. (2000)

Um aspecto importante para a decisão sobre a configuração de sistemas de tratamento com lagoas é que, no caso de se utilizar lagoas de polimento, torna-se mais aceitável operar sistemas de tratamento perto de regiões urbanas, uma vez que o sistema UASB + lagoas de polimento funciona sem ser percebido pela população, já que não há exalação de maus odores. Com relação a esse aspecto, observa-se que uma vantagem indireta, mas importantíssima, de se projetar sistemas perto ou mesmo dentro de áreas urbanas, é a opção de se operar mais de um sistema de tratamento e, assim, reduzir drasticamente o custo com interceptores de esgotos, que representam uma parte bastante onerosa e de difícil execução em um sistema de esgotamento sanitário. Para que esta solução possa ser implementada, há a necessidade de se ter áreas disponíveis para a locação das lagoas, o que pode se constituir em fator limitante em vários centros urbanos.

Outro aspecto indesejável de lagoas convencionais é a acumulação relativamente rápida de lodo no fundo da lagoa. Este lodo deve ser removido periodicamente, numa operação complicada e cara. Em contra-partida, a remoção de lodo no reator UASB é feita com maior frequência, numa operação bem mais simples.

Outra particularidade de grande importância da lagoa de polimento, ligada indiretamente ao tratamento anaeróbico antes do lançamento do esgoto na lagoa, é a possibilidade de se manipular o pH. Em lagoas convencionais, os processos de estabilização do material orgânico pelas bactérias (sejam aeróbicas ou anaeróbicas) geram  $\text{CO}_2$ , um ácido fraco que tende a baixar o pH. Contrário à estabilização, a fotossíntese consome  $\text{CO}_2$  e, dessa forma, leva a um aumento do pH. Devido ao pré-tratamento no reator UASB, ter-se-á, no afluente da lagoa de polimento, uma concentração baixa de material orgânico e, portanto, a geração de  $\text{CO}_2$  na lagoa de polimento será reduzida. Somando-se a isto, nas lagoas de polimento haverá uma maior atividade fotossintetizante e, conseqüentemente, um maior consumo de  $\text{CO}_2$ , uma vez que o afluente, pré-tratado num reator UASB, apresentará baixa turbidez, facilitando a penetração da luz solar na coluna líquida. Assim sendo, pode haver uma redução importante da concentração de  $\text{CO}_2$ , resultando num aumento substancial do pH.

O aumento do pH abre a possibilidade de se efetuar também nas lagoas de polimento a remoção de nutrientes. Quando o pH sobe, o íon amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) tende a se transformar em amônia molecular livre ( $\text{NH}_3$ ), um gás que irá se desprender da fase líquida. Desta maneira, haverá remoção de nitrogênio da massa líquida pela dessorção de amônia.

Por outro lado, um pH elevado resulta numa mudança do equilíbrio das espécies de fosfatos e numa maior concentração do íon  $\text{PO}_4^{3-}$ , o que por sua vez pode resultar na precipitação de sais como fosfato de cálcio ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) ou apatita ( $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$ ). A remoção de nutrientes em lagoas de estabilização é muito mais difícil, porque a presença de uma concentração elevada de material orgânico inevitavelmente levará à geração de dióxido de carbono, o que por sua vez limita a possibilidade de um aumento expressivo do pH na lagoa.

É importante salientar que nem sempre é conveniente remover os nutrientes do esgoto. A remoção de nutrientes só é vantajosa quando o efluente é lançado em águas de superfície. Neste caso, é importante reduzir ao máximo o teor de nutrientes, para evitar o crescimento exacerbado de algas, que pode prejudicar a qualidade da água devido ao processo de eutrofização. No caso de se usar o efluente para irrigação, acontece o contrário. Há um interesse de se conservar os nutrientes, uma vez que estes poderão substituir os nutrientes de fertilizantes químicos.

Na prática, quando a produção fotossintética de oxigênio é insuficiente, aplica-se às vezes aeração mecânica. No tratamento convencional de esgoto, a lagoa aerada geralmente é usada como uma unidade de pré-tratamento, recebendo o esgoto bruto e descarregando o seu efluente em uma série de

lagoas complementares (aeradas ou não, dependendo da demanda de oxigênio) para pós-tratamento. As principais razões do uso de aeradores em lagoas são:

- supressão de odores, uma vez que se elimina a lagoa anaeróbia e com ela a produção de sulfeto;
- fornecimento de oxigênio num ambiente onde a atividade fotossintética de algas seria insuficiente;
- redução da área necessária para o tratamento.

Normalmente, nestes casos, as lagoas são do tipo mistura completa (com agitação por meio de aeradores) sem recirculação, com um tempo de permanência de 1 a 3 dias, suficiente para que haja metabolismo essencialmente completo do material orgânico do afluente. Todavia, a concentração do material biodegradável no efluente ainda é bastante elevada, devido à presença de lodo ativo (massa bacteriana viva), que exerce uma demanda considerável de oxigênio (para respiração endógena). Na lagoa receptora do efluente da lagoa aerada haverá sedimentação dos flocos de lodo, obtendo-se uma fase líquida com boa transparência e pouca demanda de oxigênio. O lodo sedimentado tenderá a se estabilizar anaerobiamente no fundo da lagoa de decantação. A Figura 3.2a mostra um esquema da aplicação da lagoa aerada para o tratamento de esgoto bruto.

Quando se usa aeração em lagoas de polimento que tratam esgoto digerido, o combate ao odor e o fornecimento de oxigênio não têm muita importância, uma vez que, sem aeração auxiliar, não ocorrem problemas de odor nem falta aguda de oxigênio. Todavia, a redução do tamanho da lagoa pode ser uma razão importantíssima para se optar pela lagoa aerada como unidade de pós-tratamento. Apesar de que as lagoas de polimento requerem uma área muito menor que as lagoas convencionais de estabilização, na prática pode não haver disponibilidade de área suficiente. Nestes casos, há necessidade de se acelerar os processos de depuração, o que é possível quando se usa lagoas aeradas mecanicamente.

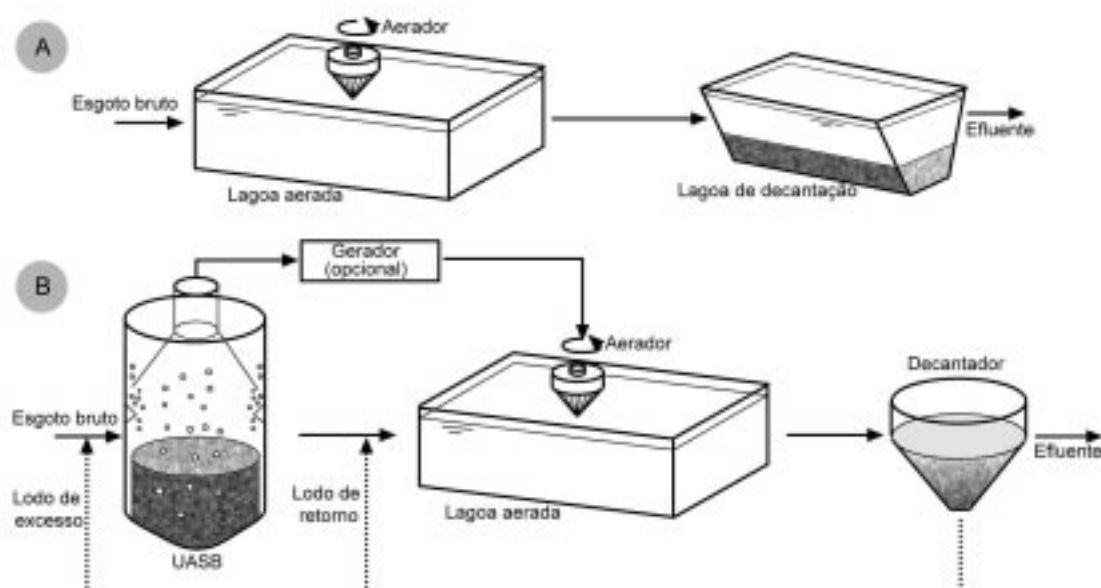


Fig. 3.2 - Layout esquemático de lagoas aeradas para o tratamento de (a) esgoto bruto e (b) efluente anaeróbio, numa configuração similar ao processo de lodos ativados

Nas lagoas aeradas, o mecanismo de tratamento é radicalmente diferente daquele em lagoas de polimento: a fonte de oxigênio nas lagoas não é mais biológica (fotossíntese), mas sim mecânica (aeração por aeradores de superfície ou ar comprimido), ou seja, as algas têm um papel secundário nas lagoas aeradas. Na lagoa aerada forma-se uma suspensão de bactérias heterotróficas que metabolizam o material orgânico. Havendo condições operacionais adequadas, pode-se desenvolver também um lodo heterotrófico, que nitrifica a amônia. A massa bacteriana forma flocos macroscópicos (2 a 5 mm de diâmetro), que são marginalmente mais densos do que a água e, portanto, tendem a sedimentar. Contudo, na lagoa os flocos são mantidos em suspensão, pela turbulência introduzida pela aeração mecânica. Assim, tem-se uma suspensão bacteriana na lagoa, que tem a denominação de “licor misto”.

Se a lagoa aerada for a única unidade de pós-tratamento, a composição do efluente será igual à do licor misto e, mesmo havendo remoção de todo o material orgânico do esgoto digerido, haveria uma concentração considerável de sólidos suspensos e material biodegradável no efluente, devido à presença de flocos de lodo gerados na lagoa. Todavia, pode-se equipar a lagoa aerada com um decantador final, no qual se separa a suspensão de lodo da fase líquida, produzindo-se assim um efluente final com um teor baixíssimo de material orgânico. A vantagem do decantador final não se limita à redução do teor de material orgânico no efluente. Há a possibilidade de se retornar o lodo sedimentado para a lagoa aerada, e assim o tempo de permanência dos sólidos se torna independente do tempo de permanência do líquido. Por outro lado, a separação do lodo da fase líquida na saída da lagoa aerada gera o problema da destinação final do lodo de excesso. O lodo aeróbio é instável (putrescível) e precisa ser estabilizado antes da sua destinação final. A solução mais óbvia é usar o próprio sistema de tratamento anaeróbio, que digere o esgoto bruto, para também estabilizar o do lodo de excesso da unidade de pós-tratamento.

A Figura 3.2b mostra a aplicação de uma lagoa aerada com decantador final para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios. De fato, com a adição de um decantador o ambiente na lagoa aerada se torna idêntico ao de um sistema de lodo ativado. Dessa maneira, a teoria de lodo ativado pode ser usada para descrever o sistema lagoa aerada + decantador, para o pós-tratamento de esgoto digerido. O conhecimento do comportamento de sistemas de lodo ativado (ao contrário de sistemas de lagoas de polimento e de sistemas de tratamento anaeróbio) é bastante detalhado e pode ser descrito com equações muito simples. Assim, com a utilização da teoria básica de sistemas de lodo ativado, é fácil desenvolver um modelo que prevê quantitativamente o comportamento de uma lagoa aerada para o pós-tratamento de esgoto previamente digerido, conforme detalhado no Capítulo 5. Por esta razão, isso não será discutido em detalhe no presente capítulo.

## **3.2 O COMPORTAMENTO DE LAGOAS DE POLIMENTO PARA O PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES ANAERÓBIOS**

### **3.2.1 *Descrição geral dos processos de tratamento***

O pós-tratamento de esgoto digerido em lagoas de polimento tem como objetivo adequar a qualidade do efluente anaeróbio à qualidade exigida pelas normas vigentes, para lançamento em águas de superfície ou uso em culturas irrigadas, sem que haja um impacto adverso no meio ambiente ou possibilidade de problemas de saúde pública. Na Tabela 3.2, observa-se a composição típica de esgoto bruto, do esgoto digerido num reator UASB, do efluente de uma lagoa de polimento, e a qualidade desejada do efluente final.

Tabela 3.2 – Composição dos esgotos em etapas do tratamento por reatores anaeróbios e lagoas de polimento

Parâmetro	Unidade	Esgoto		Efluente da lagoa de polimento
		Bruto	Efluente do reator anaeróbio	
DQO	mg/L	500 – 800	150 – 200	60 – 120
DBO <sub>5</sub>	mg/L	200 – 350	50 – 100	30 – 50
SST	mg/L	300 - 400	60 – 120	40 – 80
NTK	mg N/L	35 - 50	30 - 45	10 – 40
P	mg P/L	6 - 10	6 – 10	5 – 8
Coliformes fecais	CF/100 ml	10 <sup>7</sup> – 10 <sup>9</sup>	10 <sup>6</sup> – 10 <sup>8</sup>	10 <sup>2</sup> – 10 <sup>4</sup>
Ovos de helmintos	No./L	10 – 200	5 - 50	≈ 0
pH		7,0 – 8,0	6,8 – 7,2	7,5 - 9,0
Sólidos sedimentáveis	mL/L	10 - 20	1 - 2	≈ 0,1

Como foi dito anteriormente, embora a digestão anaeróbia seja bastante eficiente na remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão, em geral as concentrações de DBO<sub>5</sub> e dos SST em esgotos digeridos serão superiores aos limites impostos. Por outro lado, a digestão anaeróbia pouco afeta outros constituintes indesejáveis e também importantes no esgoto, como organismos patogênicos (quantificados pela concentração de coliformes fecais e de ovos de helmintos) e nutrientes (notadamente a concentração de nitrogênio e fósforo). Outros parâmetros de qualidade, como a concentração de sólidos sedimentáveis, podem ter necessidade de correção, mas, em geral, os objetivos principais do pós-tratamento por lagoas de polimento serão, em ordem de importância:

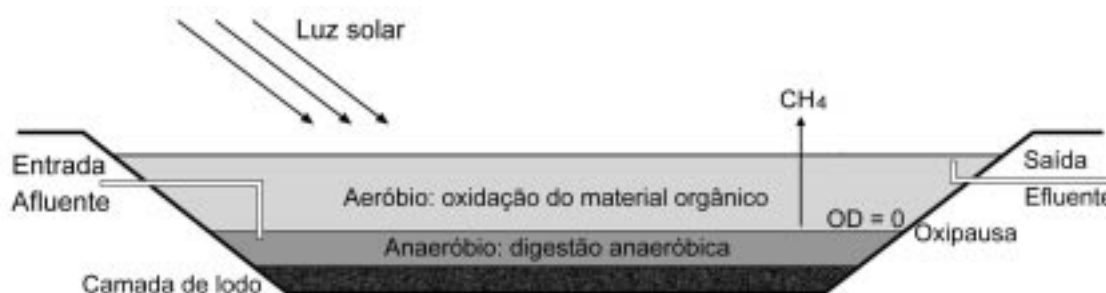
- redução da concentração de DBO<sub>5</sub> e SST;
- redução da concentração de patógenos;
- em caso de lançamento em lagos, represas e estuários, remoção de nutrientes.

### 3.2.2 Remoção do Material Orgânico (MO) e dos Sólidos em Suspensão (SS)

Numa lagoa de polimento, a concentração de vários constituintes do esgoto digerido muda com o tempo, por causa de processos biológicos, químicos e físicos que se desenvolvem. Os processos biológicos mais importantes são:

- fotossíntese;
- oxidação do MO por bactérias que usam oxigênio;
- fermentação do MO durante a digestão anaeróbia.

Esses três processos biológicos afetam diretamente a remoção do material orgânico. Na Figura 3.3 se vê um esquema do funcionamento de uma lagoa e a interação entre os diferentes processos biológicos.



Remoção de material orgânico se realiza por dois mecanismos:

- 1) Digestão anaeróbia e
- 2) Sedimentação e acumulação no fundo da lagoa

Figura 3.3 - Representação esquemática de uma lagoa para o tratamento de águas residuárias e os processos biológicos que nela se desenvolvem.

Na **fotossíntese** as algas usam energia do sol para reduzir o dióxido de carbono, transformando-o em material orgânico celular (expresso como DQO). De maneira simplificada, este processo pode ser representado como exposto na Equação 3.1a. É importante notar que, necessariamente, a geração de material orgânico (em termos de DQO) acompanha a geração de oxigênio, ou seja, estequiometricamente a massa de oxigênio gerada pela fotossíntese é exatamente suficiente para oxidar o material orgânico, que também é gerado neste mesmo processo. Todavia, este oxigênio, em geral, não é utilizado para oxidação de material celular das algas mas, sim, para oxidar o material orgânico de natureza fecal presente no esgoto.



Já a **oxidação aeróbia bacteriana** pode ser representada pela seguinte equação esquemática:



Ao se analisar a Figura 3.3, observa-se que os processos de fotossíntese e oxidação bacteriana são complementares, uma vez que os produtos de um processo são os reagentes do outro. Isto mostra que, em princípio, não pode haver remoção líquida do material orgânico através da oxidação, se não houver uma fonte de oxigênio além da fotossíntese como, por exemplo, absorção de oxigênio atmosférico. Todavia, a ação combinada de fotossíntese e oxidação pode resultar em remoção de material orgânico da fase líquida por outros mecanismos. O resultado do desenvolvimento dos dois processos é a transformação de material orgânico fecal em massa de algas. Essa massa de algas pode formar flocos, através de floculação espontânea, e estes flocos podem sedimentar e passar a fazer parte do lodo do fundo da lagoa, onde podem ser digeridos ou então se acumular como massa orgânica não biodegradável.

As taxas relativas com que ocorrem os dois processos biológicos afetam diretamente parâmetros importantes, como a concentração de oxigênio dissolvido (OD), dióxido de carbono ( $CO_2$ ), demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS) e pH, enquanto outros são afetados indiretamente, como a alcalinidade e a concentração dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P).

As taxas dos dois processos são determinadas, principalmente, pelas condições de transparência, irradiação solar, temperatura e profundidade da lagoa, para a fotossíntese, e de temperatura e concentração do material orgânico biodegradável, para oxidação aeróbia bacteriana. Caso a concentração de material orgânico seja elevada, a concentração de oxigênio dissolvido torna-se desprezível, porque a sua demanda é alta (proporcional à concentração do material orgânico). Nessas condições, o ambiente na lagoa fica anaeróbio e a sobrevivência das algas não é mais viável. No ambiente anaeróbio se desenvolve uma cor negra (devido a sulfeto ferroso e substâncias orgânicas coloridas), o que dificulta ainda mais a fotossíntese. Quando a concentração de material orgânico na lagoa não é excessiva, forma-se uma camada superior aeróbia, observando-se a presença de algas, enquanto que a camada inferior permanece anaeróbia. Esta é a situação típica de uma lagoa facultativa convencional. A oxipausa indica o nível na lagoa onde há transição da camada aeróbia (superior) para a camada anaeróbia (inferior). Naturalmente, devido à natureza cíclica da fotossíntese (que precisa da luz solar), a posição da oxipausa oscila: descendo durante o dia e subindo quando o sol se põe. Se a concentração do material orgânico for menor ainda, a maior parte da lagoa ficará aeróbia, com um ambiente anaeróbio prevalecendo na camada de lodo no fundo da lagoa. Neste caso, a oxipausa se encontrará perto da camada de lodo que sempre se forma no fundo da lagoa.

Vários autores, entre eles MARA e PERSON (1987), mostraram que, no caso de tratamento de esgoto bruto, a natureza da lagoa pode ser relacionada com a carga orgânica superficial aplicada. Em regiões de clima tropical, a carga de DBO<sub>5</sub> recomendada é conforme mostra a Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Cargas orgânicas superficiais recomendadas para lagoas em regiões de clima tropical

Tipo de lagoa	Carga de DBO (kg DBO <sub>5</sub> /ha.dia)
lagoas anaeróbias	> 400
lagoas facultativas	< 300
lagoas de maturação	< 150

No caso de lagoas de polimento, a concentração de material orgânico do esgoto digerido é baixa e as lagoas poderão ter características típicas de lagoas de maturação, principalmente se as lagoas forem rasas (maior área e, portanto, mais fotossíntese). Nestas condições, é possível que se desenvolva uma concentração elevada de oxigênio, podendo haver inclusive desprendimento de oxigênio da fase líquida para a atmosfera (supersaturação de oxigênio). Em princípio, a produção de oxigênio deveria ser acompanhada de uma igual produção (em DQO) de massa de algas (Equação 3.1a) mas, na prática, geralmente não se observa este aumento porque grande parte das algas floculam e acabam sedimentando no fundo da lagoa, onde morrem e são parcialmente digeridas.

O terceiro processo biológico importante é a **digestão anaeróbia**, que se desenvolve no fundo da lagoa, onde o oxigênio da fotossíntese usualmente não chega e, mesmo quando chega, é imediatamente consumido. O processo pode ser representado esquematicamente como:



Observa-se que, rigorosamente, a digestão anaeróbia também não destrói o material orgânico, meramente o transforma em um gás (metano) que se desprende, havendo assim remoção física do material orgânico do afluente.

No caso de lagoas de estabilização convencionais, o material orgânico do afluente se divide em três frações:

- a fração descarregada no efluente, que é em torno de 20 %, sendo que uma parte importante (metade ou mais) se compõe de algas geradas na própria lagoa;
- a fração digerida, que depende da eficiência da lagoa anaeróbia;
- a fração acumulada no fundo da lagoa, onde se observa uma acumulação na faixa de 160 mg SSV/L (o que representa 240 mg/L de DQO), para uma concentração da DQO do afluente de 600 mg/L (GONÇALVES 1999, CAVALCANTI et al., 2000a).

A Figura 3.4a mostra um diagrama da divisão típica do material orgânico em lagoas de estabilização, tendo-se uma concentração do afluente de 600 mg/L dividida em uma fração no efluente (20 %), uma fração no lodo de fundo (40%) e uma fração digerida (40 %).

Quando se aplica tratamento anaeróbio eficiente (por exemplo, num reator UASB), antes de lançar o esgoto numa lagoa (que seria então uma lagoa de polimento), a concentração de material orgânico se reduz, substancialmente, na faixa de 65 a 80 % (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994), de maneira que a DQO lançada na lagoa de polimento é menos que 1/3 da DQO do esgoto bruto. Apesar disso, a DQO no efluente final (UASB + LP) não é muito menor que a de um sistema de lagoas de estabilização: em torno de 20 % da DQO do esgoto bruto (CAVALCANTI et al. 2000 b). Por outro lado, a acumulação de lodo no fundo de uma lagoa de polimento (em torno de 10 % da DQO do afluente) (CAVALCANTI et al., 2000a) é muito menor que numa lagoa de estabilização. Na Figura 3.4b, observa-se um gráfico da divisão típica de material orgânico em sistemas UASB + lagoa de polimento.

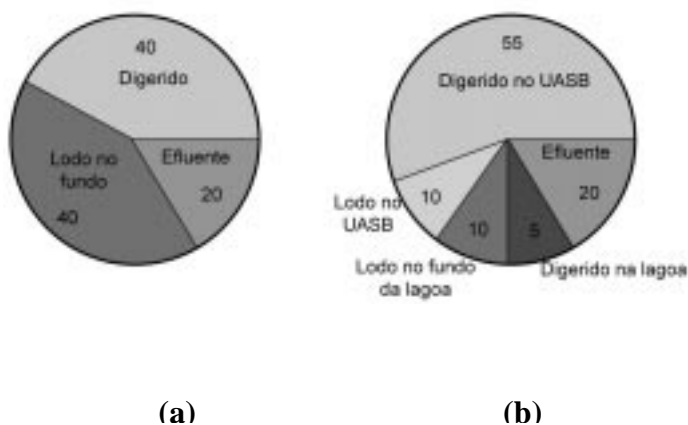


Figura 3.4 - Divisão percentual típica de frações do material orgânico em lagoas de estabilização (a) e em reator UASB + LP (b)

Tabela 3.4- Divisão típica do material orgânico em sistemas de lagoas de estabilização (LE) e sistemas UASB + LP

Material orgânico	Concentração de DQO (mgDQO/L)	
	Lagoa de estabilização (LE)	Reator UASB + LP
Digerido no pré-tratamento	-	330
No lodo do pré-tratamento	-	60
Digerido na lagoa	240	30
No lodo da lagoa	240	60
No efluente	120	120
Total	600	600

Na lagoa de polimento se observa, por um lado, uma diminuição grande da carga orgânica, depois de um pré-tratamento anaeróbio eficiente num reator UASB, o que naturalmente irá reduzir a demanda de oxigênio. Por outro lado, a transparência de esgoto digerido é boa, porque o reator UASB remove grande parte das partículas coloidais, que são justamente a causa principal da turbidez do esgoto bruto. Portanto, a luz solar vai poder penetrar mais profundamente na lagoa de polimento e, desta maneira, haverá mais fotossíntese, produzindo mais oxigênio por unidade de área de lagoa. A combinação de uma menor demanda de oxigênio com uma maior produção de oxigênio resultará no estabelecimento de um ambiente predominantemente aeróbio, semelhante àquele numa lagoa de maturação. Nestas condições, a importância do ambiente anaeróbio se restringe à camada de lodo no fundo da lagoa. De fato, a carga orgânica superficial aplicada em lagoas de polimento que recebem efluente de reatores UASB normalmente é inferior à carga máxima de uma lagoa de maturação (150 kgDBO<sub>5</sub>/ha.dia), mesmo quando o tempo de detenção na lagoa é curto. Quando se utilizam lagoas de polimento em série, pode ser que a primeira tenha características parecidas com as de uma lagoa facultativa convencional, quando o tempo de detenção é curto. A baixa taxa de oxidação (estabilização do MO), associada à alta taxa de produção fotossintética de OD, leva à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação bacteriana. Por esta razão, o objetivo de lagoas de polimento deixa de ser estabilização do material orgânico, passando a ser remoção dos patógenos.

### 3.2.3 Remoção de organismos patogênicos

#### 3.2.3.1 Decaimento bacteriano e regime de fluxo

Os esgotos domésticos contêm uma enorme variedade de organismos patogênicos, distinguindo-se vírus, bactérias, protozoários e ovos de helmintos. Na impossibilidade de se determinar todos estes tipos rotineiramente, adotaram-se basicamente dois tipos de organismos como **indicadores** de qualidade microbiológica de esgoto: a concentração de **coliformes fecais** (expressa em número mais provável ou NMP/100 mL) e **ovos de helmintos** (expresso em n° de ovos/L). A escolha desses organismos como indicadores da qualidade higiênica recai principalmente no fato de apresentarem, em relação a outros patógenos, uma maior sobrevivência em sistemas de tratamento. A sua concentração abaixo de um certo limite indica que o esgoto tratado tem uma qualidade satisfatória para o uso pretendido. A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) estabeleceu os seguintes limites para a irrigação sem restrições (inclusive para cultivo de hortaliças que são comidas cruas, como, por exemplo, alface): concentração de coliformes fecais abaixo de 1000 CF/100 mL e ovos de helmintos menor que uma unidade por litro (Tabelas 3.2 e 3.8).

A remoção dos ovos de helmintos e de CF dos esgotos se dá por mecanismos inteiramente diferentes. Os ovos de helmintos podem sobreviver por anos em ambientes como os sistemas de tratamento de esgoto. Desta forma, a redução não se dá propriamente pela inviabilização ou mesmo destruição dos ovos, mas pela remoção física, resultado da adsorção em flocos de lodo ou sedimentação simples, em virtude dos ovos apresentarem maior densidade que a água. O tempo de detenção para uma remoção eficiente de ovos de helmintos é de, somente, alguns dias (SAQQAR e PESCOD, 1990, CAVALCANTI et al., 2000b, SOARES et al., 2000). Como, geralmente, o tempo de detenção em lagoas é muito longo (semanas), normalmente a remoção dos ovos de helmintos é facilmente alcançada e não há necessidade de se considerar, para efeito de dimensionamento da lagoa, este aspecto em detalhe.

Em contraste, a redução da concentração de coliformes fecais, por ser um processo biológico, resultante do metabolismo de decaimento (morte) das bactérias, é lenta e, por esta razão, se torna um dos mais importantes fatores que determinam o tempo de detenção hidráulica de lagoas. MARAIS (1974), reportando-se ao trabalho pioneiro sobre o modelamento cinético do decaimento de bactérias fecais (MARAIS e SHAW, 1963), mostrou que este processo pode ser descrito como uma reação de primeira ordem, com um valor constante para uma taxa específica de decaimento, ou seja, para um reator completamente misturado a redução de bactérias ocorre segundo a Lei de CHICK (Equação 3.2):

$$r_d = (dN/dt) = -k_b N \quad (3.2)$$

na qual:

$r_d$ : velocidade de decaimento (morte) ( $\text{dia}^{-1}$ )

$N$ : concentração dos CF (NMP/100 mL)

$t$ : tempo (dias)

$k_b$ : constante de decaimento dos CF ( $\text{dia}^{-1}$ )

Na engenharia química, particularmente no cálculo de reatores, tem-se estudado a fundo processos de primeira ordem, já que estes ocorrem com muita frequência na prática. Desta maneira, pode-se aproveitar de toda teoria desenvolvida para cálculo de reatores, para descrever o processo de decaimento de CF em lagoas. Quando se considera uma lagoa como um reator que opera com vazão e volume constantes, pode-se mostrar que, para um determinado tempo de detenção na lagoa, a eficiência de remoção de coliformes fecais depende da intensidade de mistura do conteúdo desta (LEVENSPIEL, 1972). Pode-se distinguir três casos diferentes:

- mistura completa;
- nenhuma mistura (fluxo pistão);
- mistura parcial.

Na prática, os primeiros dois casos são idealizados, uma vez que é impossível ter um reator como uma lagoa que opera rigorosamente sem nenhuma mistura ou com mistura completa. Na realidade, a mistura numa lagoa será sempre parcial mas, dependendo das condições do regime de escoamento, pode se aproximar à de mistura completa ou de nenhuma mistura.

Quanto à eficiência desejada de remoção dos CF, observa-se o seguinte: Na Tabela 3.2 lê-se que o esgoto digerido pode ter uma concentração da ordem de  $10^7$  CF/100mL (isto é, 10 % da concentração em esgoto bruto), enquanto que a recomendação da OMS estipula um máximo de  $10^3$  CF/100 mL. Portanto, para se atender às recomendações da OMS para irrigação irrestrita, a redução no número de CF deveria ser na ordem de  $10^4$  CF/100 mL, ou seja, a eficiência desejada

de remoção deveria estar na faixa de 99,99 %.

### 3.2.3.2 Remoção de coliformes em lagoas de mistura completa

No caso de se ter uma lagoa de mistura completa, a solução da Equação 3.2 é dada por (Marais, 1974):

$$N_e / N_a = 1 / (1 + k_b \theta_h) \quad (3.3a)$$

A Equação 3.3b, resultante da Equação 3.3a, é aplicada para uma série de M lagoas:

$$N_e / N_a = 1 / [(1 + k_b \theta_{h1})(1 + k_b \theta_{h2}) \dots (1 + k_b \theta_{hM})] \quad (3.3b)$$

A Equação 3.3b pode ser simplificada para o caso de se ter uma série de lagoas de tamanho igual, ou seja, mesmo tempo de detenção hidráulica ( $\theta_{h1} = \theta_{h2} = \dots \theta_{hM} = \theta_h / M$ ), de acordo com a Equação 3.3c:

$$N_e / N_a = 1 / (1 + k_b \theta_h / M)^M \quad (3.3c)$$

na qual:

$N_e/N_a$ : fração dos CF do afluente que sai no efluente (= 1 – eficiência de remoção)

$N_e$ : concentração de CF no efluente (NMP/100ml)

$N_a$ : concentração de CF no afluente (NMP/100ml)

$\theta_h$ : tempo de detenção hidráulica numa lagoa (dia)

$\theta_{h1}$ : tempo de detenção em cada lagoa da série (d)

M: número de lagoas em série

Na Figura 3.5a, observa-se uma representação gráfica das Equações 3.3a e 3.3c: plotou-se a eficiência de remoção de CF (em escala logarítmica) em função do produto  $k_b \cdot \theta_h$ , que é um número adimensional. A Figura 3.5a é muito útil para o dimensionamento de lagoas com mistura completa. Por exemplo, quando se deseja uma eficiência de remoção de 99,9 % de CF em uma série de 5 lagoas de mistura completa (isto é, se deseja que em cada 1000 CF no afluente somente 1 sobreviva após a passagem nas lagoas) então se lê, na Figura 3.3, que o produto  $k_b \cdot \theta_h$  tem um valor de 14,6. Admitindo-se, por exemplo, que a constante  $k_b$  tenha um valor de 2,0 dia<sup>-1</sup>, então o tempo de detenção mínimo para efetuar a remoção será de  $14,6/2 = 7,3$  dias. A Equação 3.3c, bem como a Figura 3.5a, mostram que, em lagoas completamente misturadas, em série, e com o mesmo tempo de detenção  $\theta_h$ , a eficiência de remoção de CF será maior, na medida em que houver mais lagoas na série.

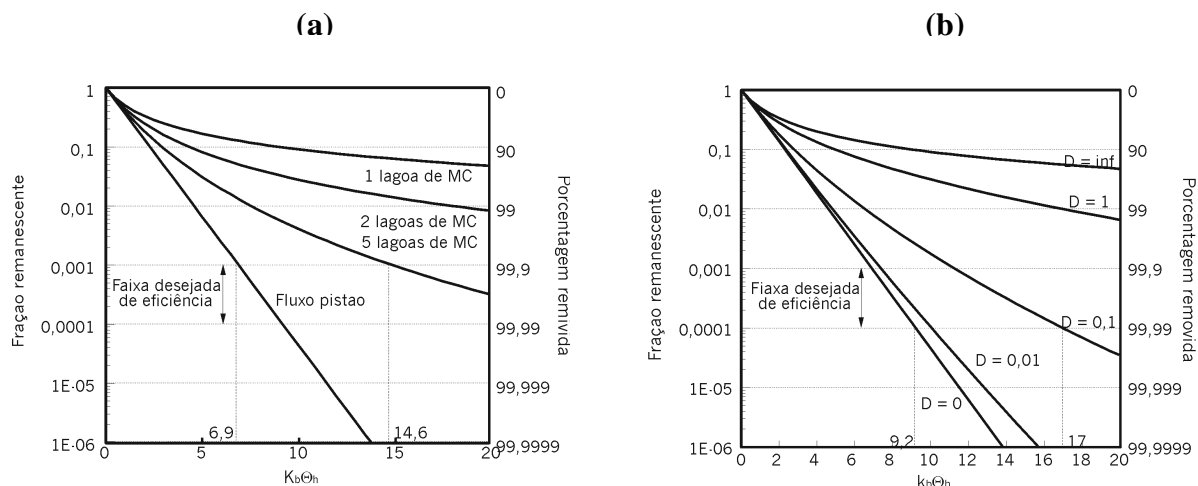


Figura 3.5 - (a) Relação entre a fração remanescente de CF e o produto adimensional  $K_b \cdot \theta_h$ , para um número de lagoas “M” igual a 1, 2, 5 e infinito de mistura completa e (b) a mesma relação para números de dispersão  $d$  de 0; 0,01; 0,1; 1 e infinito em lagoas de mistura parcial.

### 3.2.3.3 Remoção de coliformes em lagoas de fluxo pistão

Nos casos em que a lagoa não tiver nenhuma mistura (fluxo pistão), a solução da Equação 3.2 é dada por uma expressão de decaimento exponencial, decaindo também exponencialmente a fração remanescente, de acordo com a Equação 3.4:

$$N_e / N_a = \exp(-k_b \theta_h) \quad (3.4)$$

A Equação 3.4 também se encontra representada na Figura 3.5. Pode-se observar que, para qualquer valor do tempo de detenção total, a eficiência de remoção de CF em uma lagoa sem mistura é mais alta do que numa série de lagoas de mistura completa. Por exemplo, para uma eficiência de remoção de 99,9 % de CF em uma lagoa sem mistura ( $d = 0$ ), o valor do produto  $k_b \cdot \theta_h = 6,9$  e para  $k_b = 2,0 \text{ dia}^{-1}$ , o tempo é  $\theta_h = 6,9/2 = 3,6$  dias, menos que metade do tempo necessário numa série de 5 lagoas (vide exemplo acima). Conclui-se que, em princípio, seria vantagem se ter lagoas com um mínimo de mistura possível, uma vez que, para o mesmo tempo de detenção, a lagoa sem mistura é mais eficiente que qualquer outra solução.

A mistura em lagoas diminui quando se constróem unidades de baixa profundidade e com uma elevada relação comprimento/largura (AGUNWAMBA *et al.*, 1992; YANEZ, 1993; VON SPERLING, 1999). Isto pode ser feito construindo-se uma lagoa muito comprida ou, de forma mais prática, uma lagoa seccionada por paredes divisórias (chicanas), induzindo-se artificialmente uma razão comprimento/largura elevada (lagoa "tubular"). O regime de escoamento numa lagoa sem mistura é chamado de fluxo pistão, uma vez que a massa de água se desloca, sem mistura, ao longo da lagoa, como se fosse um bloco sólido (pistão).

No caso de tratamento de esgoto bruto em lagoas de estabilização convencionais, a maximização da remoção do material orgânico se dá comprovadamente através da construção em série de diferentes lagoas (anaeróbia, facultativa e de maturação). Desta forma, quando se trata esgoto bruto e, portanto, quando o objetivo principal é a remoção do material orgânico, as lagoas de estabilização devem ser projetadas para trabalhar em série. Ainda assim, em geral a qualidade microbiológica do efluente final de lagoas de estabilização em série é boa, porque o tempo de detenção para a remoção de material orgânico é suficiente para se ter uma eficiência de remoção

dos CF elevada. Em contraste, em lagoas de polimento tratando esgoto digerido, a remoção do material orgânico é de importância secundária, sendo muito desejável que se aproxime, o tanto quanto possível, o regime de fluxo pistão. A Figura 3.5 mostra que há um enorme potencial de redução do tempo de detenção e, portanto, do volume e da área de uma lagoa de polimento, pela adoção do fluxo pistão, e que a diferença fica maior na medida em que a eficiência desejada aumenta.

### 3.2.3.4 Remoção de coliformes em lagoas de mistura parcial

VON SPERLING (1999) e CAVALCANTI et al. (2000b) mostraram que, na prática, uma lagoa não se comporta como uma lagoa de fluxo pistão: é impossível evitar um grau significativo de mistura. A mistura em lagoas depende de vários fatores, alguns dos quais podem ser influenciados e outros não. Uma causa importante de mistura é que, normalmente, são poucos os pontos de entrada e de saída de uma lagoa, enquanto o fluxo pistão requisita que o fluxo seja introduzido e retirado uniformemente através de toda a seção transversal da entrada e da saída. O dimensionamento adequado das estruturas de entrada e saída, para o bom desempenho das lagoas, é mais importante na medida em que a razão entre o comprimento e a largura de uma lagoa se reduz.

Em adição ao regime de fluxo, a mistura mecânica decorrente de fatores naturais também tem que ser considerada. Um dos mecanismos de mistura mais importantes é aquele decorrente da ação dos ventos, que não somente induz o aparecimento de ondas nas lagoas mas, também, uma mistura geral, quando a camada superior da lagoa é arrastada na direção do vento, causando um refluxo na camada inferior. Uma outra fonte importante de mistura mecânica é a subida de bolhas de biogás, formadas principalmente na camada de lodo no fundo da lagoa. Deve-se ter em conta a atividade de insetos e outros macroorganismos na água que, ao se locomoverem, causam a mistura do líquido. Por outro lado, a variação da temperatura durante o dia pode causar estratificação térmica nas lagoas, tendo-se uma camada quente (e portanto de densidade menor) na parte superior da lagoa durante o dia, enquanto que à noite a camada superior tende a ser mais fria que a inferior (inversão térmica), provocando as correntes de densidade, onde se observa o deslocamento da massa de água quente da parte superior para a inferior e vice-versa.

WEHNER e WILHELM (1956) desenvolveram uma expressão (Equação 3.5) que permite calcular a eficiência de um processo de primeira ordem num reator de mistura parcial ou fluxo disperso, considerando um parâmetro adimensional denominado de número de dispersão. Para expressar quantitativamente a influência de mistura sobre a eficiência, por exemplo, de remoção de CF numa lagoa de polimento com mistura parcial, determina-se inicialmente o número de dispersão na lagoa. Uma vez estabelecido o valor do número de dispersão, a fração de CF remanescente no efluente será dada por (WEHNER e WILHELM, 1956):

$$N_e/N_a = 4a \cdot \exp\left[\frac{1/(2d)}{(1+a)^2 \exp[a/(2d)] - (1-a)^2 \exp[-a/(2d)]}\right] \quad (3.5)$$

na qual:

$$a = (1 + 4k_b \theta_h D)^{1/2}$$

d= número de dispersão

A Figura 3.5b mostra valores da razão  $N_e/N_a$ , em função do produto adimensional  $k_b \theta_h$ , para diferentes valores do número de dispersão:  $d = 0$  (fluxo pistão ou tubular verdadeiro),  $d = 0,01$

(pouca mistura),  $d = 0,1$  (mistura moderada),  $d = 1$  (mistura intensa) e  $d = \infty$  (mistura completa). Pode-se observar claramente que o aumento na intensidade de mistura afeta a eficiência de remoção dos CF, especialmente quando a eficiência que se deseja é alta. Por exemplo, para uma eficiência de 99,99 % (4 unidades logarítmicas) o valor necessário de  $k_b \Theta_h$  é 9,2, quando se tem fluxo pistão ( $d = 0$ ) mas, para  $d = 0,1$ , o valor do produto é 17. Portanto, o TDH na lagoa com  $d = 1$  será  $17/9,2 = 1,9$  vezes maior que na lagoa sem mistura ( $d = 0$ ). Conclui-se que mesmo uma mistura moderada pode levar à duplicação do TDH necessário e, portanto, da área da lagoa.

O número de dispersão na Equação (3.5) é uma medida quantitativa da intensidade de mistura na lagoa e é calculado a partir da determinação experimental da distribuição do TDH na lagoa. Esta distribuição, por sua vez, é determinada, observando-se, em função do tempo, o perfil da concentração de um traçador adicionado semi instantaneamente ao afluente da lagoa. O tempo médio de permanência é o tempo necessário para recuperar metade da massa de traçador adicionada. O número de dispersão é determinado por cálculos padronizados (LEVENSPIEL, 1972), considerando-se a distribuição do TDH e o tempo real de permanência.

Os dados de YANEZ (1993), obtidos de experiências sul-americanas e de VON SPERLING (1999), analisando especificamente a situação no Brasil, mostram que em lagoas em escala real o número de dispersão é grande, mesmo quando se tem uma razão elevada entre o comprimento e a largura da lagoa. Normalmente, o número de dispersão é maior que 0,2 e muitas vezes maior que 0,5. Por outro lado, os trabalhos experimentais desenvolvidos dentro do PROSAB mostram que, mesmo em lagoas cuidadosamente projetadas para se obter um fluxo tubular, bem operadas e com influência limitada de ventos, o número de dispersão obtido (0,12) foi superior ao esperado (CAVALCANTI et al., 2000b). Conclui-se que, devido às imperfeições no regime de escoamento, o número de dispersão em lagoas de polimento projetadas como tubulares varia de 0,1 a 0,2. Por esta razão, o TDH necessário para uma remoção eficiente de CF será mais que o dobro do valor numa lagoa tubular ideal (Figura 3.5b).

### 3.2.3.5 Remoção de coliformes em lagoas com operação em batelada

Na prática de lagoas com fluxo contínuo, não é possível obter-se um fluxo tubular e, com isto, a eficiência máxima de remoção de CF. Todavia, a taxa máxima de decaimento fica garantida automaticamente em reatores de fluxo descontínuo, alimentadas com bateladas sequenciais (BS) de esgoto digerido (ver Figura 3.6). Testes desenvolvidos no programa do PROSAB (CAVALCANTI et al., 2000c) com lagoas BS aplicadas para o pós-tratamento do efluente de um reator UASB ( $N_a$  na faixa de  $10^6$  a  $10^7$  CF/100mL), mostraram que, com boa aproximação, o decaimento de CF se processava em conformidade com a cinética de um processo de primeira ordem, até que a concentração de CF ficasse abaixo de  $10^3$  NMP/100mL, o que ocorria em 4 a 5 dias. Paralelamente, durante o período de decaimento exponencial dos CF, houve, também, eliminação (por decantação) dos ovos de helmintos da fase líquida. Além do mais, devido ao fato de que se estabeleceu um ambiente predominantemente aeróbio, também ocorreu uma redução considerável das concentrações de  $\text{DBO}_5$  e de SST. Assim, segundo CAVALCANTI et al. (2000c), em lagoas de BS com um TDH de somente 4 a 5 dias foi possível obter um efluente final com qualidade compatível com a recomendada pela OMS (WHO, 1989) para a irrigação sem restrições. Este TDH é somente a metade do tempo necessário em uma lagoa de polimento de fluxo contínuo (CAVALCANTI et al., 2000b), de maneira que a sua aplicação leva a uma redução da área necessária para o tratamento por um fator 2. Comparativamente, em sistemas convencionais de lagoas de estabilização e em regiões tropicais, o TDH, para uma eficiência de 99,99% de remoção de CF, é da ordem de 25 dias, o que é um fator 2 vezes maior que em lagoas de polimento de fluxo contínuo e 5 vezes maior que nas lagoas de polimento de BS. Deve-se levar

em consideração, no entanto, que os baixos valores de TDH obtidos por CAVALCANTI et al. (2000b) dizem respeito às condições favoráveis do Nordeste brasileiro, com temperaturas médias do líquido da ordem de 25° C. Apesar disto, os fatores de redução, comparados com as lagoas de fluxo contínuo, permanecem os mesmos, independentemente da temperatura.

A Figura 3.6 mostra um esquema de disposição e operação de dois sistemas de lagoas de polimento, alimentadas com esgoto digerido, em regime de bateladas sequenciais. Na Figura 3.6a, o sistema de lagoas alimentadas em regime de bateladas sequenciais (LBS) se compõe de uma série de M lagoas que operam em paralelo, cada uma tendo um volume igual à vazão média diária de esgoto. Cada dia o conteúdo de uma das lagoas é descarregado, sendo, neste dia, a lagoa alimentada novamente com esgoto digerido até ficar cheia. Com esse procedimento, cada lagoa recebe um volume de esgoto digerido igual à vazão diária, com uma frequência de uma vez a cada M dias, o que é suficiente para que o efluente final atinja a qualidade desejada. Considera-se que o pós-tratamento na lagoa se inicia efetivamente quando ela termina de encher.

Uma alternativa deste procedimento é se operar uma lagoa de transbordo com um TDH superior a um dia (Figura 3.6b). Uma vez por dia (presumivelmente pela manhã, para se ter o benefício máximo do sol para a fotossíntese), descarrega-se da lagoa de transbordo, quase instantaneamente, uma batelada de esgoto, com volume correspondente à vazão diária, em uma das N lagoas de BS, onde o líquido permanecerá por um período suficiente para adquirir a qualidade que se deseja. Depois deste período, descarrega-se o efluente final, sendo então a lagoa alimentada com uma nova batelada de esgoto da lagoa de transbordo. A lagoa de transbordo tem seu volume ocupado mínimo, justamente depois da descarga em uma das lagoas, aumentando gradativamente de volume à medida que recebe esgoto digerido, até atingir o seu volume máximo um dia depois, justamente antes da próxima descarga. Devido ao fato de que, na configuração com uma lagoa de transbordo, o enchimento da lagoa de BS é rápido e o da lagoa de transbordo leva um dia, o número de lagoas de BS na primeira configuração será um a menos que na segunda ( $M = N + 1$ ).

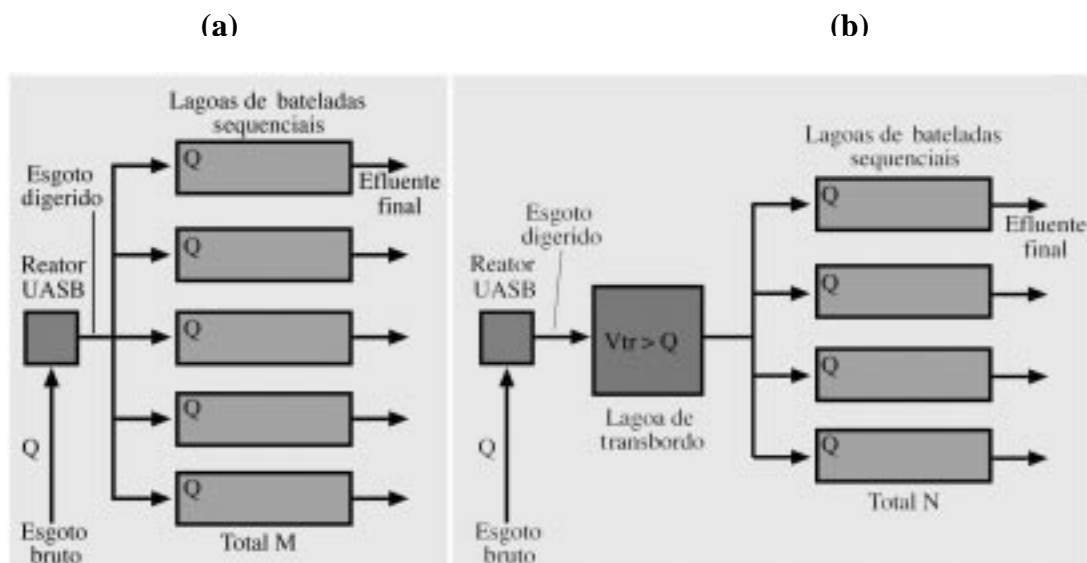


Figura 3.6 - Esquema da disposição e operação de lagoas de polimento alimentadas em bateladas seqüenciais sem (a) e com (b) uma lagoa intermediária de transbordo

A lagoa de transbordo, além de ser usada como uma bacia de armazenamento, que alimenta as lagoas de BS, pode também ser usada como bacia de equalização de vazão e de correção ou minimização de certas características indesejáveis do esgoto digerido, antes que se descarregue o líquido para as lagoas de BS. Deste modo, as concentrações de SST, o número de ovos de helmintos e a  $\text{DBO}_5$ , podem ser reduzidos na lagoa de transbordo, antes que se introduza o líquido na lagoa de BS. CAVALCANTI et al. (2000c) mostraram que os dois sistemas dão resultados equivalentes, mas o sistema com a lagoa de transbordo tem a vantagem desta lagoa funcionar como bacia de equalização.

Para otimizar as duas configurações de lagoas de polimento, o critério dominante para o projeto deve ser identificado. CAVALCANTI et al. (2000b) mostraram que, para esgoto digerido, a remoção dos CF é mais lenta que a de outros constituintes indesejáveis, como  $\text{DBO}_5$  e SST residuais e ovos de helmintos. Deste modo, o sistema de pós-tratamento deve ser projetado de acordo com a necessidade de se remover CF. A variável principal que deve ser determinada é o TDH necessário para produzir a qualidade de efluente que se deseja. Este parâmetro pode ser calculado teoricamente, quando se adota a cinética de um processo de primeira ordem como expressão básica do decaimento das bactérias, definida na Equação 3.2. A solução desta equação diferencial para uma lagoa de BS é igual àquela para a lagoa de fluxo pistão (Equação 3.4):

A mesma Equação 3.2 também pode ser usada para calcular a eficiência de remoção das CF em uma lagoa de transbordo. Esta eficiência será baixa, devido ao fato que há uma introdução contínua de esgoto digerido com uma concentração elevada de CF ( $N_a$ ). Por esta razão, a eficiência de remoção numa lagoa de transbordo será mais baixa do que numa lagoa de BS. CAVALCANTI et al. (2000c) mostraram que, para efeitos práticos, a remoção de bactérias em lagoas de transbordo pode ser desprezada. Apesar disso, na prática, as lagoas de transbordo podem oferecer outras vantagens:

- os sólidos sedimentáveis (inclusive os ovos de helmintos) são removidos na lagoa de transbordo e, por esta razão, nas lagoas de BS se acumula pouco lodo, aumentando, consequentemente, a vida útil da lagoa;
- o efluente da lagoa de transbordo presumivelmente já tem uma população de algas e por esta razão a fotossíntese se desenvolverá tão logo se encha a lagoa de BS;

- o sulfeto, eventualmente presente no esgoto digerido, pode ser mais rapidamente removido na lagoa de transbordo (onde há uma população de algas e, portanto, produção de OD) do que numa lagoa de BS, onde a população de algas ainda vai se desenvolver.

Observa-se que há necessidade de um estudo do TDH mínimo na lagoa de transbordo, para que se desenvolva a população de algas em outras condições climáticas, distintas das do Nordeste brasileiro.

### 3.2.3.6 Coeficiente de decaimento bacteriano $k_b$

Outro fator a se abordar é o próprio valor do coeficiente de decaimento  $k_b$ . Vários pesquisadores mostraram que o valor deste coeficiente depende de vários fatores, sendo a temperatura, a profundidade da lagoa e o pH, os mais importantes. No caso de esgoto municipal, a temperatura da lagoa é uma variável que é determinada pela temperatura do ambiente onde a água residuária foi gerada. A profundidade da lagoa de polimento é uma variável de projeto importante porque, para um determinado TDH, determina a área necessária. A profundidade tem um efeito indireto sobre o pH: se a profundidade for grande, a massa de água onde ocorre a fotossíntese é relativamente pequena e por isso o consumo biológico de  $\text{CO}_2$  e o conseqüente aumento do pH será mínimo. Em contraste, em uma lagoa de polimento rasa pode haver um aumento considerável do pH.

Para avaliar a influência da temperatura a maioria dos pesquisadores usa uma expressão de Arrhenius, tendo-se normalmente o valor de  $k_b$  a 20 °C como referência:

Tabela 3.5 - Valores dos coeficientes  $k_b$  e de  $\theta$  obtidos por diferentes pesquisadores

Referência	Temperatura de referência (°C)	Valor de $k_b$ (dia <sup>-1</sup> )	valor de $\theta$
MARAIIS (1974)	20	2,60	1,2
SHERRY e PARKER ((1979)	20	1,5	1,06
KLOCK (1971)	20	1,1	1,07
YANEZ (1993)	20	0,84	1,07

$$k_{bt} = k_b \theta^{(T-20)} \quad (3.6a)$$

na qual:

$k_{bt}$ : coeficiente de decaimento para qualquer temperatura (d<sup>-1</sup>)

$k_b$ : coeficiente de decaimento na temperatura de referência (normalmente 20 °C) (dia<sup>-1</sup>)

$\theta$  : coeficiente experimental da dependência da temperatura

Na Tabela 3.5, observa-se valores  $k_b$  e  $\theta$  determinados por alguns pesquisadores. O valor de  $\theta = 1,07$  tem sido usado mais frequentemente.

Quanto à influência da profundidade sobre o valor de  $k_b$ , a literatura fornece relativamente poucos dados. VAN HAANDEL e LETTINGA (1994) sugeriram, a partir de dados disponíveis, uma relação hiperbólica da constante  $k_b$  com a profundidade. VON SPERLING (1999) estabeleceu uma relação bem parecida, na qual  $k_b$  varia com  $H^{0,877}$ . Aceitando-se, provisoriamente, uma relação inversamente proporcional, tem-se:

$$k_{bh} = k_{bl}/H \quad (3.6b)$$

na qual:

$k_{bh}$ : coeficiente de decaimento numa lagoa de profundidade H

$k_{bl}$ : coeficiente de decaimento numa lagoa de profundidade de 1 m ( = 1,36 dia<sup>-1</sup> a 25 °C)

H: profundidade da lagoa (m)

Para incorporar tanto o efeito da temperatura como o da profundidade, pode-se expressar o coeficiente de decaimento como:

$$k_{bhT} = k_b/H * \theta^{(T-20)} \quad (3.6c)$$

Quanto ao pH, vários pesquisadores mostraram que o valor do coeficiente  $k_b$  permanece essencialmente constante na faixa neutra do pH e que só há um aumento significativo do seu valor quando o valor do pH for alto (acima de 9,5 a 9,7).

Levando-se em consideração os dados disponíveis, conclui-se que uma estimativa do coeficiente  $k_b$  para as condições padrão (temperatura de 20 °C, profundidade de 1 m e pH<9,0) é de 1,0 por dia, aproximadamente. Adotando-se este valor, calcula-se a constante  $k_b$  para qualquer outra combinação de condições operacionais.

### 3.2.4 Remoção de Nutrientes

As condições em lagoas convencionais não são propícias para a remoção biológica de nutrientes , tendo-se, pois, de se procurar alternativas. Uma possibilidade real é de se usar as condições favoráveis de consumo biológico de CO<sub>2</sub> (predominância da fotossíntese sobre os processos de degradação do material orgânico) para se elevar o pH das lagoas. Um pH elevado permite a remoção de nutrientes por processos físicos e químicos. O nitrogênio pode ser removido fisicamente da fase líquida por dessorção, através do desprendimento de gás amônia, NH<sub>3</sub>, que é a forma nitrogenada predominante em valores elevados de pH. Uma remoção significativa de fósforo só é possível mediante a precipitação de sais insolúveis de fosfato, tais como a apatita (Ca<sub>10</sub>(OH)<sub>2</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>6</sub>) e a estruvita (Mg(NH<sub>4</sub>)PO<sub>4</sub>). Para tanto, é necessário que haja, além da presença do íon PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, que só aparece em concentrações significativas quando a concentração de fósforo é elevada, dos íons de cálcio ou magnésio.

Em lagoas de tratamento de águas residuárias se desenvolvem vários processos que afetam a alcalinidade e/ou a acidez e, portanto, indiretamente o valor do pH, sendo os mais importantes:

- remoção biológica de CO<sub>2</sub>, quando o consumo fotossintético predomina sobre a produção pelas bactérias ou pela dessorção para a atmosfera;
- dessorção de NH<sub>3</sub>, o que é equivalente à adição de um ácido forte.

Usando-se as definições de alcalinidade e acidez, calcula-se que, estequiometricamente, a remoção de CO<sub>2</sub> não afeta a alcalinidade, reduzindo a acidez em 2 meq/mmol. A remoção de NH<sub>3</sub> representa uma redução de 1 meq/mmol da alcalinidade e um aumento de 1 meq/mmol da acidez.

A Tabela 3.6 resume o efeito dos processos. VAN HAANDEL e LETTINGA (1994) mostraram como as variações da alcalinidade e da acidez dos diferentes processos podem ser usados para calcular a variação do pH devido a estes processos.

Tabela 3.6 - Efeito de diferentes processos sobre a alcalinidade, a acidez e o pH em lagoas.

Processo	$\Delta Alc$ (meq/mmol)	$\Delta Ac$ (meq/mmol)	$\Delta pH$
Remoção de $CO_2$	0	-2	Aumenta
Desprendimento de $NH_3$	-1	+1	Diminui

Os dois mecanismos de remoção de  $CO_2$  (biológico e físico) ocorrem simultaneamente. A remoção física por dessorção se deve à super saturação deste gás no esgoto digerido. No sistema de tratamento anaeróbio a concentração de  $CO_2$  na fase líquida está em equilíbrio com aquela no biogás (com uma pressão parcial de 10 a 15 %). No entanto, na lagoa, em contato com o ar, sob uma pressão parcial de  $CO_2$  muito menor (0,03 %), o líquido passa a ser supersaturado, ocorrendo a dessorção do  $CO_2$ , até se estabelecer um equilíbrio entre a concentração na fase líquida e aquela no ar. A concentração de equilíbrio pode ser avaliada pela equação de Henry:

$$[CO_2]_s = k_H P_{CO_2} \quad (3.7)$$

na qual:

$k_H$  : constante de Henry = 0,034 a 25°C

$pK_H$ : 0,0138T + 1,12 (CAPRI e MARAIS, 1973 ) (T em °C)

$P_{CO_2}$ : pressão parcial de  $CO_2$  no ar = 31 P (ou 0,031% da pressão atmosférica)

$[CO_2]_s$ : concentração molar de saturação de  $CO_2$  dissolvido em água em equilíbrio com o ar

Na prática, a dessorção de  $CO_2$  se torna muito lenta quando o pH é maior que 8. Assim, para que o pH aumente significativamente acima deste valor é necessário que a fotossíntese se desenvolva a uma taxa elevada, de modo que a taxa de consumo biológico de  $CO_2$  supere a da produção pelas bactérias. Se o pH adquirir um valor elevado, a fase líquida pode se tornar subsaturada com  $CO_2$ , podendo haver dissolução de  $CO_2$  da atmosfera, contudo a uma baixa taxa, uma vez que a força indutora (diferença entre a concentração de saturação e a atual) sempre será pequena.

Quanto à remoção de nitrogênio, esta se dá principalmente pelo processo de dessorção do gás amônia que se forma a partir da dissociação do íon  $NH_4^+$ . A dissociação da amônia pode ser expressa como:



$$[NH_3]/[NH_4^+] = K_a [H^+] \quad (3.8b)$$

A Equação 3.8a mostra que a remoção de amônia é equivalente à adição de um ácido forte, isto é, por mol de  $NH_3$  dissolvido, há uma diminuição de 1 meq de alcalinidade e um aumento de 1 meq de acidez. Segundo a Lei de Fick, a taxa de dessorção é proporcional à concentração de amônia não ionizada, que pode ser calculada com auxílio do valor da constante de dissociação. Segundo EMERSON et al., (1975) a constante de ionização  $pK_a$ , quando a temperatura T está em Kelvin, é dada pela Equação 3.8c:

$$pK_a = 0,09018 + 2729,92/T \quad (3.8c)$$

Assim, para uma temperatura de 25 °C (298 °K) e uma concentração de sólidos fixos de 1 g/L

(isto é, um coeficiente de atividade de 0,9 aproximadamente), a constante de dissociação é  $pK_a = 9,1$ . Portanto, para valores de pH maiores que 9,1, predomina a forma não ionizada  $NH_3$  (Equação 3.8b). Em contraste, para valores de pH próximos do neutro, a fração de amônia não dissociada é pequena (1 % para pH = 7,1). A Fig 3.7a mostra a proporção das formas gasosa e ionizada de amônia em função do pH.

A remoção de fósforo pode se dar por sedimentação de material orgânico no fundo da lagoa e também pela precipitação de sais minerais de fosfato. A solubilidade de fosfatos em águas residuárias depende da concentração de cátions e do pH que, por sua vez, determina a concentração relativa das espécies de fosfato:  $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$  e  $PO_4^{3-}$ . Na Figura 3.7b, observa-se um diagrama da solubilidade de vários fosfatos em função do pH. Adotou-se uma concentração de 1 mmol/L ou 100 ppm  $CaCO_3$  de cálcio, isto é, uma água moderadamente dura. A solubilidade do fosfato foi calculada a partir das equações de equilíbrio dos possíveis precipitados que podem se formar:  $CaHPO_4$ ,  $Ca_4H(PO_4)_3$  e  $Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$ . As equações das reações de equilíbrio são (STUMM e MORGAN, 1981):

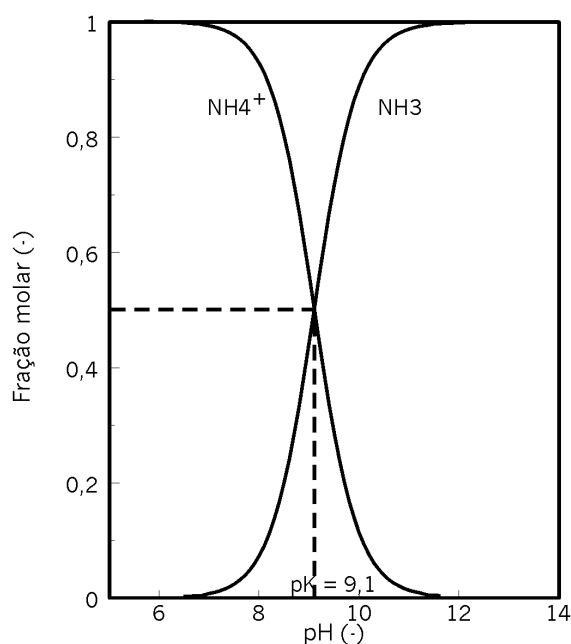


Fig 3.7a: Fração de amônia na forma gasosa ( $NH_3$ ) e na forma ionizada ( $NH_4^+$ ), em função do pH.

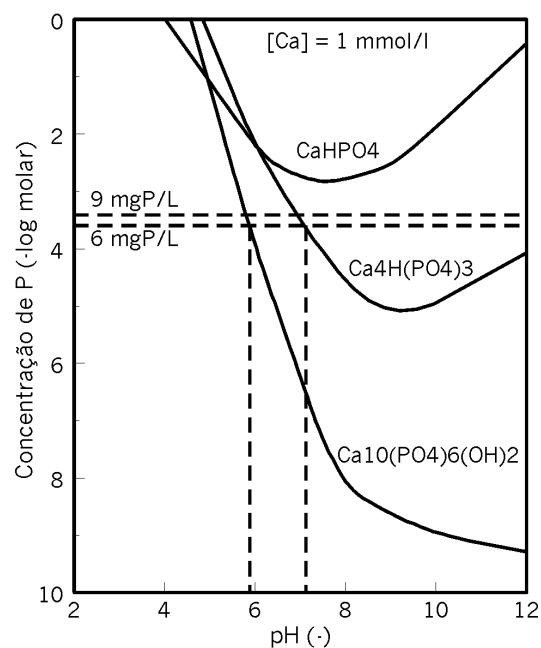


Fig 3.7b: Diagrama da solubilidade de P para vários minerais fosfatados (a faixa “normal” da concentração de fósforo em esgoto: 6 a 9 mgP/L também está indicada).

A Figura 3.7b mostra que, sob condições normais, a solubilidade de fosfato como hidroxila apatita  $Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$  está na faixa de  $10^{-9}$  a  $10^{-10}$  moles/L de P, enquanto a concentração de fósforo no esgoto normalmente é na faixa de 0,2 a  $0,3 \cdot 10^{-3}$  moles/L de P (6 a 9 mg/L de P), de maneira que, termodinamicamente, deveria haver uma remoção eficiente do fosfato. Todavia, isto

não é o que se observa na prática: a remoção de fósforo em lagoas é bem aquém daquela correspondente ao equilíbrio termodinâmico e o mecanismo parece ser mais a sedimentação de fosfato orgânico do que a precipitação de minerais. GONÇALVES et al. (2000) mostraram que a remoção de fósforo é muito eficiente quando se utilizam produtos como sulfato de alumínio ou sulfato ferroso, como coagulantes na clarificação do efluente da lagoa de polimento.

### 3.3 VERIFICAÇÃO EXPERIMENTAL DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO

#### 3.3.1 Preliminares

Para se caracterizar o desempenho de lagoas de polimento, é necessário que se definam os parâmetros de qualidade e as variáveis operacionais a serem avaliados. Os parâmetros mais importantes estão relacionados com a qualidade desejada do efluente e com a eficiência dos processos que garantem esta qualidade, sendo eles:

- concentrações afluente e efluente da  $\text{DBO}_5$ , da DQO e dos SST, que permitem expressar a eficiência de remoção de material orgânico e dos sólidos em suspensão;
- concentração afluente e efluente de ovos de helmintos e coliformes fecais, que representam parâmetros de qualidade microbiológica;
- concentrações afluente e efluente de N e P, que estabelecem a eficiência de remoção dessas duas importantes substâncias, responsáveis pela eutrofização de corpos d'água receptores.

A variável operacional mais importante da lagoa de polimento é o TDH, uma vez que ele determina o volume da lagoa para uma determinada vazão. Todavia, a profundidade também é importante, tendo em vista que, juntamente com o TDH, determina a área necessária para se tratar uma determinada vazão.

Uma variável que tem bastante aplicação no dimensionamento de lagoas de estabilização é a taxa de aplicação hidráulica superficial, que representa a vazão aplicada por unidade de área :

$$q_s = Q_a / A_l = H / \theta_h \quad (3.9)$$

na qual:

$q_s$ : taxa hidráulica superficial ( $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ )

$Q_a$ : vazão do esgoto ( $\text{m}^3/\text{dia}$ )

$A_l$ : área da lagoa de polimento ( $\text{m}^2$ )

$H$ : profundidade da lagoa (m)

$\theta_h$ : TDH do líquido ( $V/Q_a$ ) (dia)

A taxa hidráulica superficial está relacionada com outro parâmetro de grande utilidade: a área *per capita*:

$$A_{hab} = Q_{hab} / q_s \quad (3.10)$$

na qual:

$A_{hab}$ : área per capita da lagoa de polimento ( $\text{m}^2/\text{hab}$ )

$Q_{hab}$ : contribuição per capita de esgotos, incluindo infiltração ( $\text{m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ )

A quantidade de dados experimentais sobre o desempenho de lagoas de polimento ainda é muito reduzida. A teoria sobre lagoas de polimento ainda não está suficientemente desenvolvida para se estabelecer modelos que possam prever o valor dos parâmetros de qualidade, em função das variáveis operacionais. Nas próximas seções serão apresentados dados experimentais que ajudam a estabelecer regras ainda empíricas para o dimensionamento e otimização de lagoas de

polimento. Sequencialmente serão discutidos:

- a remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão;
- a remoção dos patógenos;
- a possibilidade de remoção dos nutrientes.

### 3.3.2 Remoção de material orgânico e de sólidos em suspensão

Quando se usa o reator UASB para o tratamento de esgoto doméstico em regiões de clima quente (temperatura do esgoto acima de 20 °C o ano todo) e quando se aplica um tempo de detenção adequado (6 a 8 horas para o reator UASB convencional), pode-se esperar uma eficiência de remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão na faixa de 70 a 80 por cento. Portanto, para valores usuais da DQO, DBO<sub>5</sub> e SST no esgoto bruto, na faixa de 500 a 800 mg/L, 200 a 350 mg/L e 300 a 400 mg/L, respectivamente, espera-se um efluente com DQO de 150 a 200 mg/L, DBO<sub>5</sub> de 50 a 100 mg/L e SST de 60 a 120 mg/L. Como o reator UASB remove eficientemente o material coloidal (muito mais eficiente do que lagoas anaeróbias), a turbidez do efluente é baixa, o que significa que haverá maior transparência para a passagem da luz solar. Por esta razão, as lagoas de polimento, que recebem efluente de reatores UASB, apresentam uma alta atividade fotossintética e exibem um comportamento semelhante ao das lagoas de maturação que recebem efluente de uma lagoa facultativa: a produção de oxigênio pelas algas tende a ser maior que a demanda de oxigênio para oxidação de material orgânico ao longo de quase toda coluna líquida (excluído o fundo da lagoa), independente da profundidade e da intensidade de mistura na lagoa. Como consequência, o ambiente nas lagoas tende a ser aeróbio e não se observam sinais de presença de sulfeto (odor), mesmo havendo presença deste no esgoto digerido.

Para se estabelecer o comportamento de lagoas de polimento em relação à remoção do material orgânico e dos sólidos totais em suspensão, foram operadas no contexto do PROSAB quatro lagoas de polimento com fluxo contínuo em escala piloto na cidade de Campina Grande, Paraíba. Cada lagoa tinha profundidade diferente (0,65 m, 1,65 m, 2 m e 3 m), sendo que a lagoa mais rasa era dividida em 5 raia que podiam ser operadas em série ou em paralelo (ver Figura 3.8). A Tabela 3.7 mostra as dimensões principais das unidades experimentais. As lagoas recebiam efluente de um reator UASB que tratava esgoto municipal. Ao longo dos experimentos não houve descarte intencional de lodo do reator UASB, recebendo, as lagoas, o efluente bruto do digestor. Por esta razão, sempre havia presença de partículas de lodo no esgoto digerido, mas estas sedimentavam ao longo da lagoa de polimento.

Tabela 3.7 - Dimensões das lagoas de polimento usadas na investigação experimental (campina Grande)

Código	Volume (m <sup>3</sup> )	Profundidade (m)	Área (m <sup>2</sup> )	Material
LP1	32,5	0,65	50 (5 lagoas de 10 m x 1 m)	Alvenaria
LP2	5	1,65	3 (2,0 m de diâmetro)	Fibra de vidro
LP3	6	2,0	3 (1,75 m x 1,70 m)	Alvenaria
LP4	9	3,0	3 (1,75 m x 1,73 m)	Alvenaria



Figura 3.8 – Vista geral da lagoa de polimento 1 (Campina Grande)

A Figura 3.9 mostra o comportamento das diferentes lagoas de polimento em termos da diminuição de  $DBO_5$ , DQO e SST, em função do tempo de permanência, para diferentes profundidades. Durante os experimentos, a temperatura do líquido variou entre 25 e 26 °C. Observa-se nesta figura que a  $DBO_5$  total do esgoto digerido foi reduzida rapidamente na lagoa de polimento, atingindo um valor de 60 a 70 mg/L, devido à sedimentação de flocos de lodo anaeróbio, presentes no efluente do UASB. Depois deste mecanismo físico inicial, a diminuição da  $DBO_5$  foi muito mais lenta e gradual, até atingir um valor de aproximadamente 20 a 30 mg/L.

Na Figura 3.9 se vê, bem claramente, vários aspectos interessantes da remoção da  $DBO_5$  em lagoas de polimento:

- o modelo de primeira ordem geralmente usado para descrever a diminuição da  $DBO_5$  (total) em lagoas de estabilização parece menos adequado para lagoas de polimento: a diminuição da  $DBO_5$  com o tempo de detenção certamente não é exponencial. Os dados experimentais indicam que o processo se aproxima mais a uma reação de ordem zero (neste caso, a diminuição da  $DBO_5$  seria linear com o tempo);
- a taxa de diminuição da  $DBO_5$  depende claramente da profundidade: quanto maior a profundidade mais lenta é a diminuição da  $DBO_5$ ;
- a  $DBO_5$  filtrada no afluente da lagoa de polimento é uma fração de 50 a 65 % da  $DBO_5$  bruta, o que indica que uma grande fração da  $DBO_5$  (35 a 50 %) é devido à presença de material particulado, constituído predominantemente de algas.

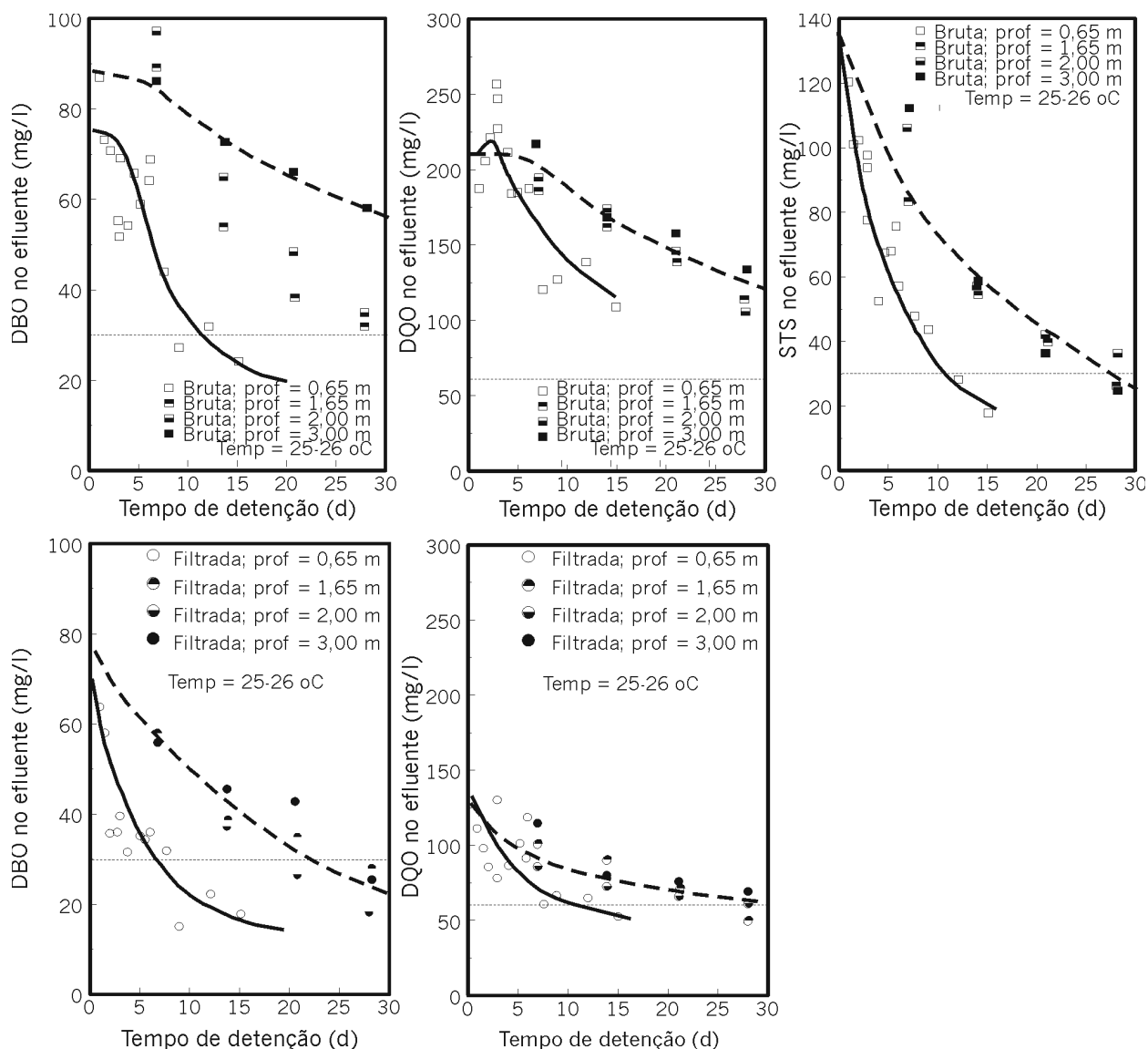


Figura 3.9 - Resultados experimentais do desempenho de quatro lagoas de polimento de fluxo contínuo, em função do  $\theta_h$  aplicado. Curvas tracejadas: lagoas profundas (1,65; 2 e 3 m); curvas cheias: lagoa rasa (0,65 m)

O uso do  $\theta_h$  como variável independente nos diagramas que representam o desempenho das lagoas (Figura 3.9) não é muito conveniente, porque o desempenho em termos da remoção do material orgânico e dos sólidos suspensos também depende da profundidade da lagoa. A influência da profundidade pode ser eliminada quando se usa como variável independente a carga hidráulica superficial.

Na Figura 3.10, observa-se os valores da  $DBO_5$  e DQO (tanto total quanto filtrada) e dos SST do efluente das lagoas de polimento (descritas na Tabela 3.7) em função da taxa hidráulica superficial (calculada com auxílio da Equação 3.8). Observa-se que, para a mesma taxa hidráulica superficial, os valores da  $DBO_5$ , DQO e SST tendem a ser iguais, independentemente da profundidade.

Na Figura 3.11, mostra-se outra alternativa para se apresentar os dados experimentais, plotando-os em função da área *per capita* da lagoa, usando-se a Equação 3.10 e adotando-se uma contribuição *per capita* de 100 L/dia. Na Figura 3.11, mostra-se que os valores da  $DBO_5$ , DQO e SST no efluente de lagoas de polimento dependem da área *per capita* mas não da profundidade

que se aplica. Vê-se que, para uma  $\text{DBO}_5$  filtrada desejada de 30 mg/L no efluente, a área necessária da lagoa de polimento será de 1 m<sup>2</sup> por habitante, se a contribuição média de esgoto por habitante (incluindo infiltração na rede) for de 100 L/dia. Para outros valores de contribuição *per capita* de esgotos, a área necessária varia correspondentemente. Se for necessário produzir um efluente com  $\text{DBO}_5$  total de 30 mg/L, a área necessária será bem maior: sob as condições da investigação, precisa-se em torno de 2 m<sup>2</sup>/hab, conforme Figura 3.11. Este valor, embora considerável, é bem menor que aquele usualmente adotado em lagoas convencionais de estabilização: 3 m<sup>2</sup>/hab. Os dados da Figura 3.11 mostram que a  $\text{DBO}_5$  do efluente, em princípio, independe da profundidade aplicada na lagoa. Esta é uma conclusão importante porque permite escolher, dentre os limites testados, profundidades entre 0,65 a 3,0 m (ver Tabela 3.7).

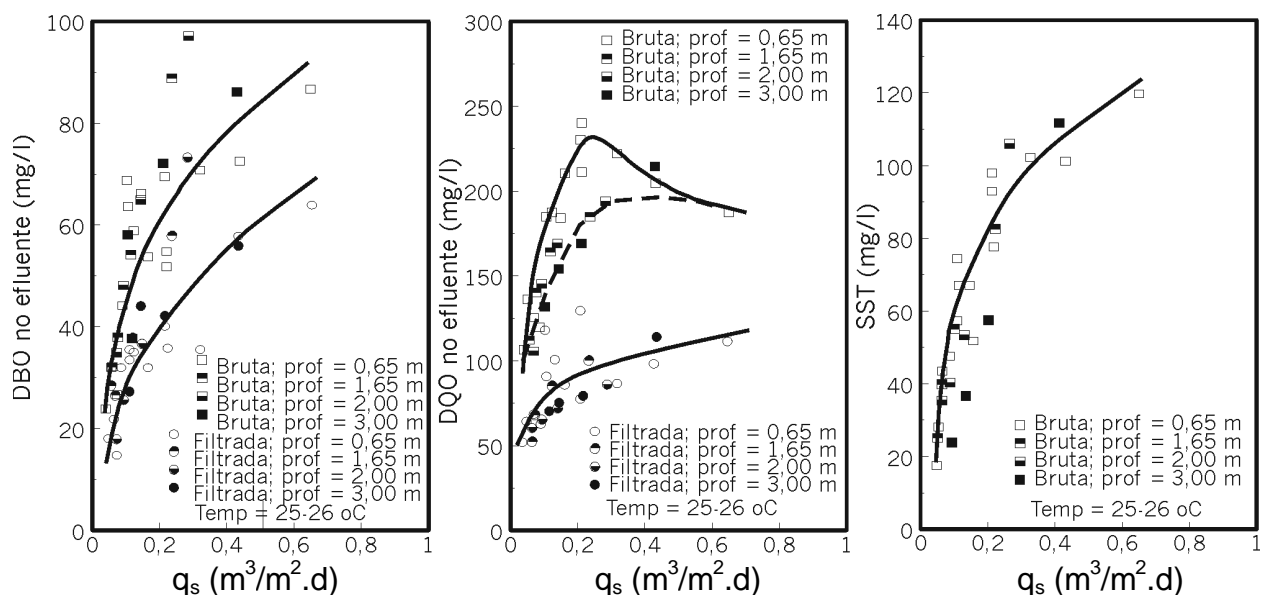


Figura 3.10 - Resultados experimentais do desempenho de quatro lagoas de polimento de fluxo contínuo em função da taxa hidráulica superficial aplicada ( $q_s$ ).

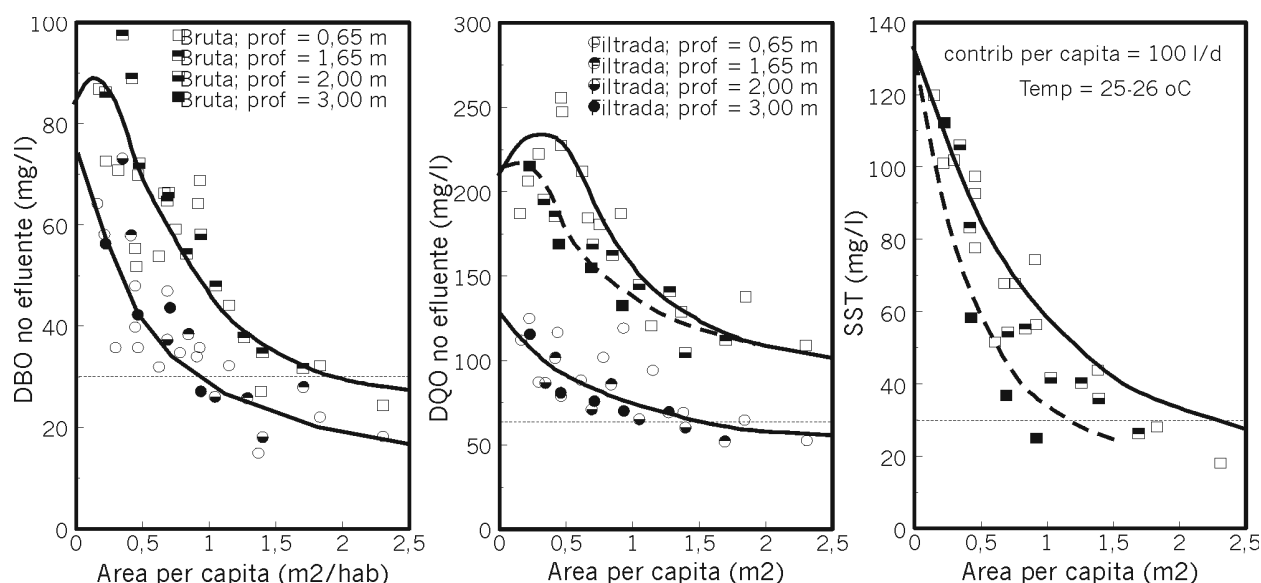


Figura 3.11 - Resultados experimentais do desempenho de quatro lagoas de polimento de fluxo contínuo (Campina Grande) em função da área por habitante, supondo-se uma contribuição de 100 L/hab.dia

Quanto à DQO, tem-se em geral um comportamento qualitativo muito semelhante ao da  $DBO_5$ , com uma exceção: na lagoa de polimento, a DQO tende a aumentar ligeiramente ou permanecer constante na zona de entrada do afluente, para depois diminuir gradualmente. A tendência da DQO em aumentar é mais clara na lagoa rasa. Este fenômeno deve ser atribuído à produção de algas pela fotossíntese, sem que haja uma diminuição correspondente de material orgânico pela oxidação. Em princípio, há produção de 1 kg de DQO por kg de  $O_2$  produzido, mas na prática esta proporcionalidade não é observada, provavelmente devido à floculação, sedimentação e posterior digestão de parte das algas formadas.

É interessante observar que a diminuição da DQO na lagoa de polimento, depois de um aumento inicial, não se deve à oxidação de material orgânico, uma vez que a introdução do oxigênio se dá exclusivamente pela fotossíntese (na superfície da lagoa de polimento, geralmente supersaturada de OD não ocorre absorção de oxigênio atmosférico). Sem introdução de um oxidante não pode haver oxidação (remoção) do material orgânico. Ao contrário, durante o dia a lagoa de polimento tem uma concentração de OD tão elevada, que este gás se desprende e passa para a atmosfera. Neste caso, há uma geração de material orgânico na fase líquida pela fotossíntese, que não é compensada pela oxidação de material orgânico (porque há dessorção de OD). O fato é que, apesar disto, há uma diminuição da DQO atribuída à floculação espontânea e sedimentação das algas que, assim, retiram o material orgânico da fase líquida e o adicionam à fase sólida no fundo da lagoa, onde é parcialmente digerido e convertido em biogás. Observa-se na Figura 3.11 que o valor máximo da DQO no efluente é de aproximadamente 220 mg/L, mas para a faixa de 1 a 2  $m^2/hab$  a DQO final é da ordem de 120 mg/L. Conclui-se que, sem a floculação de algas, seria impossível obter uma concentração baixa (menor que 220 mg/L) de DQO. Pela mesma razão, a concentração da  $DBO_5$  no efluente também seria muito mais elevada.

A sedimentação de algas ficou comprovada pela análise de lodo do fundo da lagoa LP1 que era uma lagoa rasa ( $H = 0,65$  m) e se compunha de 5 raia em série. O  $\theta_h$  na primeira raia era de 1 dia, um tempo suficiente para a sedimentação de sólidos sedimentáveis. Apesar disto, encontrou-

se quase metade do lodo no fundo das raiais 2 a 5 (CAVALCANTI et al., 2000a). O lodo nas raiais 2 a 5 se deveu ao material sedimentável que se formou nestas, sendo este material presumivelmente algas. A floculação espontânea e sedimentação subsequente também puderam ser observadas quando se retirava uma amostra da lagoa, em um béquer, deixando-a sob o sol: em menos de 1 hora se observava um precipitado verde no fundo do béquer, resultado da sedimentação de algas.

Devido à abundante presença de algas no efluente de lagoas de polimento, o valor da DQO se manteve relativamente elevado e dificilmente se observava uma concentração da DQO total de menos que 100 mg/L (Figura 3.9). Em contraste, a DQO filtrada foi bem mais baixa e valores abaixo de 60 mg/L (adotado como padrão de lançamento em alguns estados brasileiros) podem ser esperados para áreas *per capita* de 1,0 a 1,5 m<sup>2</sup>.

Em termos de remoção de sólidos em suspensão, a lagoa de polimento não é particularmente eficiente, mais uma vez por causa da presença de algas. Na Figura 3.9, observa-se que a concentração de sólidos em suspensão diminui com o tempo mas depende, também, da profundidade. Na Figura 3.11 observa-se que a área necessária para se obter um efluente com uma concentração baixa de SST (30 mg/L), geralmente adotado como uma indicação de boa qualidade é em torno de 1,5 m<sup>2</sup>/hab, sendo que este valor tende a ser um pouco maior quando se tem lagoas rasas e menor em lagoas profundas.

### **3.3.3 Remoção de organismos patogênicos**

A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989), referindo-se ao uso, na irrigação, de efluentes de estações de tratamento de esgoto, reconhece dois tipos de organismos indicadores da qualidade microbiológica desses: a concentração de coliformes fecais e o número de ovos de helmintos por unidade de volume. Na Tabela 3.8, apresentam-se as recomendações da OMS para uso, na agricultura, de efluentes de esgoto tratado.

Tabela 3.8 – Diretrizes recomendadas para a qualidade microbiológica de esgotos sanitários utilizados na agricultura<sup>(1)</sup>

Categoria	Condições de aproveitamento	Grupo exposto	Nematóides intestinais <sup>(2)</sup> (ovos/L) <sup>(3)</sup>	Coliformes fecais (CF/100 mL) <sup>(4)</sup>	Tratamento requerido
A	Culturas consumidas cruas, campos esportivos, jardins públicos	Trabalhadores, consumidores e público em geral	≤ 1	≤ 1000 <sup>(5)</sup>	Série de Lagoas de estabilização (ou tratamento equivalente)
B	Culturas de cereais, industriais e forrageiras, prados e árvores <sup>(6)</sup>	Trabalhadores	< 1	Não se recomenda nenhuma norma	Lagoas de estabilização por 8 a 10 dias (ou tratamento equivalente)
C	Categoria B, sem os trabalhadores e o público estarem expostos	Nenhum	Não se aplica	Não se aplica	Sedimentação Primária

<sup>(1)</sup> Em casos específicos, deve-se considerar os fatores epidemiológicos e sócio-culturais de cada região, e modificar os padrões, de acordo com a sua exigência.

<sup>(2)</sup> Espécies: *Ascaris*, *Trichuris* e *Ancilostomas*. Calculado como média aritmética do número de ovos/L.

<sup>(3)</sup> Durante o período de irrigação.

<sup>(4)</sup> Calculado como média geométrica do número de CF/100 mL

<sup>(5)</sup> Convém estabelecer uma diretriz mais restrita (<200 CF/100mL) para espaços públicos, como os hotéis, onde o público pode entrar em contato direto.

<sup>(6)</sup> No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve cessar duas semanas antes da colheita da fruta e esta não deve ser colhida na superfície do solo. Não é conveniente irrigar por aspersão

Fonte: Adaptado de OMS (1989).

### 3.3.4 Remoção de ovos de helmintos

No âmbito do PROSAB, várias instituições brasileiras vêm desenvolvendo investigações experimentais com lagoas de polimento, em escala piloto, para estabelecer sob que condições pode ser produzido um efluente final, cuja qualidade esteja de acordo com as recomendações da OMS para irrigação sem restrições, isto é, menos que 1 ovo de helminto por litro e menos que 1000 coliformes fecais por 100 mL. Os resultados experimentais, até então obtidos, mostraram claramente que, dos dois organismos indicadores de qualidade microbiológica de esgoto tratado, é muito mais fácil remover os ovos de helmintos em lagoas de polimento do que os coliformes fecais. Quando se tem uma boa eficiência de remoção de coliformes fecais, a remoção total de helmintos é facilmente alcançada.

A remoção de ovos de helmintos se deve ao mecanismo físico de sedimentação, cuja eficiência depende da taxa hidráulica superficial ( $q_s$ ) e independe da profundidade da lagoa. Os dados experimentais mostram que ovos de helmintos são eliminados em lagoas de polimento em escala piloto quando a taxa hidráulica superficial é menor que 0,2 m/dia. Este valor foi determinado em uma lagoa de polimento com 0,60 m de profundidade, operada a uma temperatura de 25° C no Nordeste do Brasil, com três dias de  $\theta_h$ , cujo efluente era essencialmente livre de ovos de helmintos (CAVALCANTI et al. 2000b). Desta forma, para uma contribuição *per capita* de 100 L/dia, estima-se que a área *per capita* necessária para a remoção de ovos de helmintos será de

$0,1/0,2 = 0,5 \text{ m}^2$ . Na prática, dificilmente será aplicada uma área tão pequena para lagoas de polimento, de modo que normalmente uma remoção essencialmente completa de ovos de helmintos pode ser esperada.

Num outro sistema UASB + lagoa de polimento com chicanas, operando no Sudeste do Brasil (Itabira-MG), com  $\theta_h$  total de 8 dias, profundidade de 1,0 m, relação comprimento/largura de 12,5, temperatura entre 20 e 23° C, o efluente final foi virtualmente livre de ovos de helmintos. Já a partir da 2ª chicana (correspondendo a um  $\theta_h$  de cerca de 4 dias), a média de ovos foi inferior a 1,0 ovo/L. A Figura 3.12 ilustra a lagoa chicaneada estudada e a Figura 3.13 apresenta o diagrama box-whisker das concentrações de ovos de helmintos ao longo da lagoa.



Fig. 3.12. Vista da lagoa chicaneada de Itabira

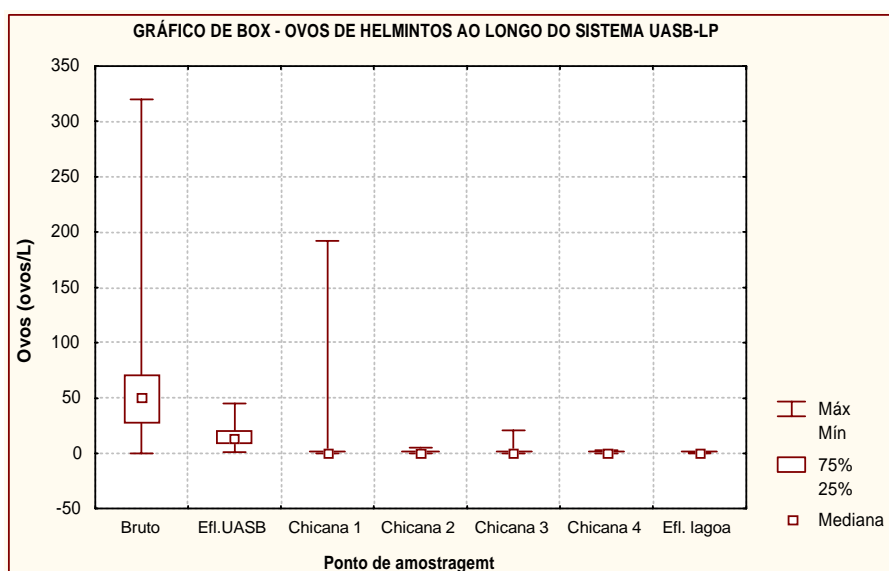


Fig. 3.13. Gráfico box-whisker das concentrações de ovos de helmintos ao longo da lagoa chicaneada de Itabira.

Para o dimensionamento de lagoas em escala plena, deve-se determinar o volume real que, devido a curtos circuitos, geralmente é menor que o volume teórico, a fim de que se tenha o tempo de

detenção hidráulica real ( $\theta_{h,real} = V_{real}/Q < \theta_h$ ) e, portanto, a taxa de escoamento superficial real ( $q_{s,real}$ ) que deve ser menor ou igual a 0,2 m/dia, valor encontrado na investigação em Campina Grande. Em Itabira, o valor encontrado foi de 0,12 m/dia.

Como a concentração típica de ovos de helmintos no efluente das LP é em torno de zero, a questão da viabilidade dos ovos de helmintos assume uma menor importância. No entanto, os ovos removidos são incorporados ao lodo de fundo. Usualmente, a fração de ovos viáveis é elevada, mesmo após vários anos de operação da lagoa. Este aspecto deve ser levado em consideração, ao se analisar a alternativa de utilização do lodo das lagoas na agricultura. A análise do lodo de fundo da lagoa chicaneada de Itabira, após um ano de operação, indicou que cerca de 88% dos ovos estavam ainda viáveis.

### 3.3.5 Remoção de coliformes fecais em lagoas de fluxo contínuo

A redução de CF é, usualmente, o aspecto mais importante na avaliação da remoção de patógenos, uma vez que os coliformes são bastante resistentes e a sua redução leva um tempo maior que a maioria dos organismos patogênicos. Há, basicamente, três fatores que influenciam a concentração de CF no efluente final de uma lagoa de polimento:

- a concentração de CF no afluente da lagoa que, por sua vez, depende da concentração no esgoto bruto e da eficiência de remoção no pré-tratamento anaeróbio;
- o valor do coeficiente de decaimento, que depende de vários fatores, dentre os quais a temperatura e a profundidade são os mais importantes;
- o regime hidráulico, notadamente a intensidade de mistura, se a lagoa for de fluxo contínuo.

Quanto à eficiência desejada, não se tendo dados específicos, pode-se adotar uma concentração de CF no esgoto bruto de  $10^8$  NMP/100mL, uma eficiência de remoção de 90 % no tratamento anaeróbio, que proporciona uma redução para  $10^7$  CF/100mL. Admitindo-se uma concentração residual permissível de  $10^3$  CF/100mL, objetivando a irrigação sem restrições (ver Tabela 3.8), a eficiência desejada será de  $[1 - (10^3/10^7)] \times 100 = (1 - 10^{-4}) \times 100 = 99,99\%$ . Na prática, a remoção desejada pode ser um pouco menor, porque o esgoto pode conter menos que  $10^8$  CF/100 mL, mas dificilmente ela será menor que 99,9 %.

Para se estabelecer a influência da profundidade sobre o valor do coeficiente de decaimento em lagoas de polimento, foram realizados testes em regime de batelada nas lagoas LP1 a LP4 (Tabela 3.7) com profundidades de 0,65 1,65, 2,0 e 3,0 m. Para tanto, as lagoas foram operadas com uma taxa hidráulica superficial de 0,2 m/dia, até que se estabelecesse uma população estável de algas, quando, então, a alimentação era interrompida, observando-se a seguir a variação da concentração de CF com o tempo. A taxa de decaimento de CF em todas as bateladas foi exponencial e dependia claramente da profundidade das lagoas. Na Figura 3.14, são apresentados os valores do coeficiente de decaimento em função da profundidade de lagoa. Observa-se que os dados experimentais indicam uma boa aproximação com a curva que relaciona o valor de  $k_b$  à profundidade. Esta curva é uma função hiperbólica, podendo ser descrita como:

$$k_{bh} = k_{b1}/H \quad (3.11)$$

na qual:

$k_{bh}$ : coeficiente de decaimento para qualquer profundidade da lagoa ( $d^{-1}$ )

$k_{b1}$ : coeficiente de decaimento para uma profundidade de 1 m ( $1,36 d^{-1}$ , a 25 °C)

H: profundidade da lagoa (m)

Estes valores de  $k_b$  são da mesma ordem daqueles calculados a partir dos dados relatados por vários autores (ver Tabela 3.5). Sendo assim, pode-se deduzir que a dependência da temperatura estaria conforme a relação estabelecida por estes autores ( $\theta = 1,07$  na Equação 3.6c), embora não se tenha dados experimentais próprios para comprovar esta dedução.

Nas investigações experimentais, realizadas no âmbito do PROSAB, ficou estabelecido que lagoas de polimento de fluxo contínuo têm uma eficiência de remoção de CF muito menor que a máxima teórica prevista para um reator com escoamento tubular. Mesmo compartimentando a lagoa com divisórias e/ou chicanas e procurando, de toda maneira, minimizar a mistura do conteúdo da lagoa, observou-se que o número de dispersão (que indica a intensidade de mistura) era na faixa de 0,1 a 0,2 (CAVALCANTI et al., 2000), causando uma forte redução da taxa de remoção na lagoa. Na Figura 13, observa-se a remoção nas cinco raias da lagoa PF1 (H= 0,65 m), em função do TDH. No mesmo diagrama plotaram-se os valores teóricos da remoção, adotando-se um valor do coeficiente de decaimento de  $k_b = 2,1d^{-1}$ , determinado experimentalmente para esta profundidade em uma lagoa de batelada com a mesma profundidade de 0,65 m. Observa-se que os pontos experimentais se alinham em boa aproximação com a curva para reatores de mistura parcial de WEHNER e WILHELM (1956), para um número de dispersão de 0,18, sendo que este valor foi realmente estabelecido experimentalmente num estudo de traçadores (CAVALCANTI et al. 2000b). Pelos dados da Figura 3.15, estima-se que para uma eficiência de 99,99 %, o tempo de detenção hidráulica para uma lagoa com número de dispersão de 0,18 ( $\theta_h = 9,8$  dias) seria 2,2 vezes maior que o tempo mínimo para uma lagoa hipotética sem mistura ( $d = 0$  e  $\theta_h = 4,3$  dias).

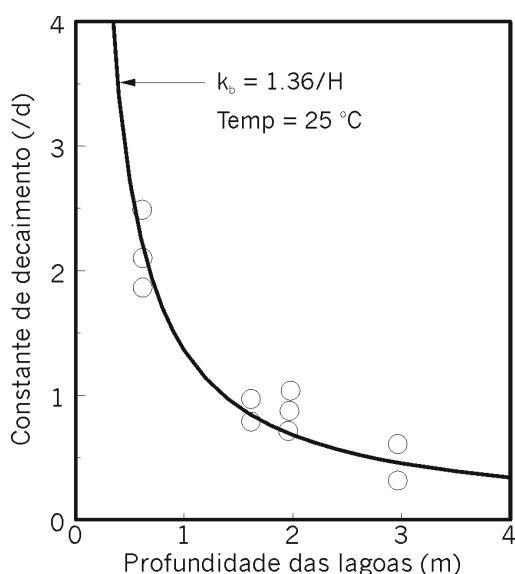


Figura 3.14 - Representação gráfica dos dados experimentais da constante de decaimento em lagoas com diferentes profundidades (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994)

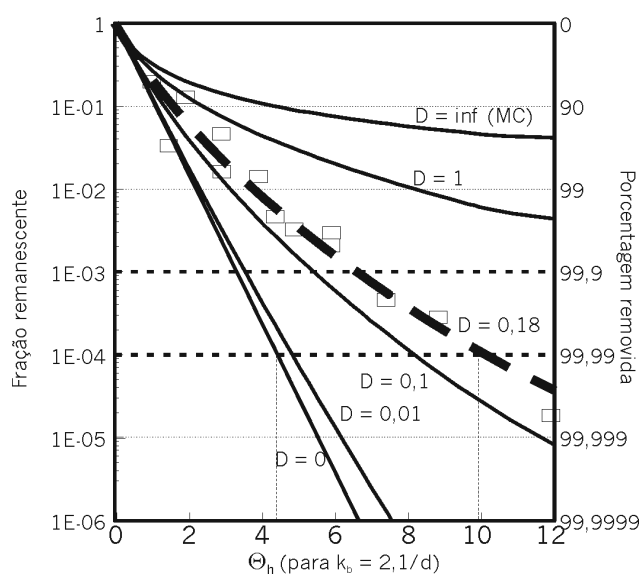


Figura 3.15 - Relação experimental entre o TDH ( $\theta_h$ ) e a eficiência de remoção de CF em lagoas de fluxo contínuo, com profundidade de 0,65 m ( $T = 25^\circ\text{C}$ ).

Em outro experimento do PROSAB conduzido na cidade de Itabira – MG, com um sistema UASB + lagoa de polimento chicaneada (ver Figura 3.12), com  $\theta_h$  total de 8 dias, profundidade de 1,0 m, relação comprimento/largura de 12,5, temperatura entre 20 e 23° C, obteve-se o perfil de *E. coli* ao longo do sistema mostrado na Figura 3.16. Utilizando-se a Equação 3.5 e uma estimativa do número de dispersão  $d$  segundo o modelo proposto por von Sperling (1999):  $d =$

largura/comprimento =  $1/12,5 = 0,08$ , obteve-se o perfil estimado de *E. coli* ao longo da lagoa de polimento chicaneada, o qual é apresentado na Figura 3.17. Observa-se que o ajuste pode ser considerado satisfatório, ainda que a faixa de diminuição de CF tenha sido menos que 2 unidades logarítmicas, o que diminui a sensibilidade do modelo.

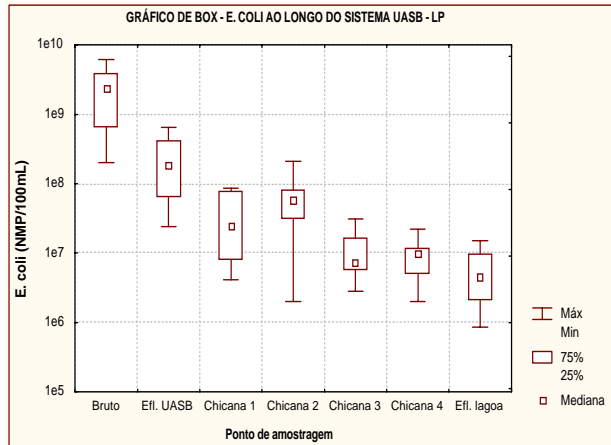


Figura 3.16 - Gráfico box-whisker do perfil longitudinal de *Escherichia coli* em uma lagoa piloto, ao longo dos pontos de amostragem (VON SPERLING et al., 2001).

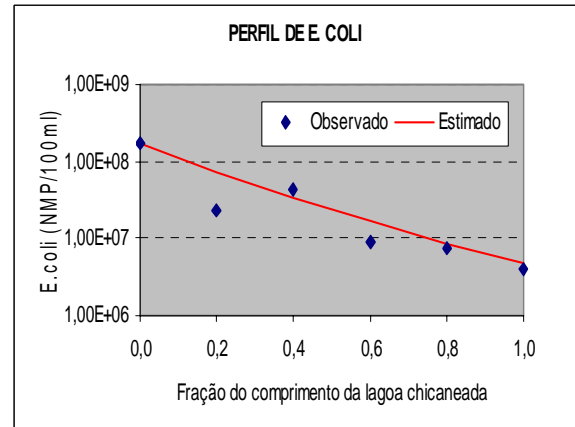


Figura 3.17 - Estimativa do perfil longitudinal de *E. coli*, com  $d$  calculado segundo o modelo de VON SPERLING (1999) (VON SPERLING et al., 2001)

De toda maneira, os dados experimentais das pesquisas do PROSAB indicam muito claramente que o processo de decaimento em lagoas pode ser descrito com boa aproximação pela equação de Equação 3.5, sendo, portanto, um processo de primeira ordem em um reator de mistura parcial. Deste modo, tem-se uma expressão para se determinar o TDH necessário para uma determinada eficiência, desde que se conheça o regime hidráulico (grau de mistura). Infelizmente este parâmetro só pode ser medido quando a lagoa já está construída e os modelos que existem para prever o número de dispersão ainda são bastante limitados e podem dar uma estimativa muito fora da realidade (KELLNER e PIRES, 2000).

### 3.3.6 Remoção de coliformes fecais em lagoas de operação em batelada

Tendo sido verificado experimentalmente que em lagoas de fluxo contínuo a mistura é inevitável e, por esta razão, o TDH é muito maior do que o mínimo necessário (no caso de escoamento tubular e consequente decaimento exponencial), conclui-se que a única forma de se ter uma lagoa tubular é operando as lagoas em regime de bateladas sequenciais (BS). Para lagoas de BS, tem-se com auxílio das Equações 3.4 e 3.6b:

$$N_e/N_a = \exp(-k_{bh}\theta_h) = \exp(-k_b/H * AH/Q) = \exp(-1,36A/Q) = \exp(-1,36/q_s) \quad (3.12)$$

A eficiência desejada, em função da taxa hidráulica superficial dada por:

$$E = 1 - N_e/N_a = 1 - \exp(-1,36/q_s) \quad (3.13)$$

ou

$$q_s = 0,7 \times \ln(1 - E) \quad (3.14)$$

Na Figura 3.20, observa-se a eficiência de remoção de CF em função da taxa hidráulica superficial ( $q_s$ ), para uma temperatura de 25°C ( $k_b = 1,36 \text{ d}^{-1}$ ). Na Figura também está indicada a taxa hidráulica superficial necessária para a remoção de ovos de helmintos ( $q_s = 0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ).

A Figura 3.19 mostra a eficiência de remoção de CF em função da área da lagoa de polimento e por habitante, supondo-se uma contribuição *per capita* de 100 L/dia. A área por habitante necessária para remover ovos de helmintos também está indicada. Para se traçar a Figura 3.19, utilizou-se a Equação 3.15, calculando-se a área necessária por habitante para uma determinada eficiência desejada:

$$A_{hab} = Q_{hab} \times q_s = 0,7 Q_{hab} \ln(1 - E) \quad (3.15)$$

As expressões que permitem calcular as relações entre a eficiência de remoção de CF, a taxa hidráulica superficial e a área *per capita* mostram que a eficiência não depende da profundidade. Isto se deve à relação inversamente proporcional entre o coeficiente de decaimento e a profundidade (Figura 3.12).

Ao se analisar as Figuras 3.18 e 3.19 observa-se que, de fato, para se obter uma eficiência de remoção de CF acima de 99,9% é necessária uma área bem maior e uma taxa hidráulica superficial menor do que para a remoção dos ovos de helmintos. A área necessária para remover 99,99 % dos CF em uma lagoa de bateladas é de  $0,67 \text{ m}^2/\text{hab}$ , o que representa somente 1/4 da área normalmente aplicada em lagoas de estabilização. Vale salientar que seria praticamente impossível operar um sistema convencional de lagoas de estabilização com uma área tão pequena.

A carga orgânica seria excessiva e todo o sistema ficaria anaeróbio, resultando numa remoção insatisfatória do material orgânico.

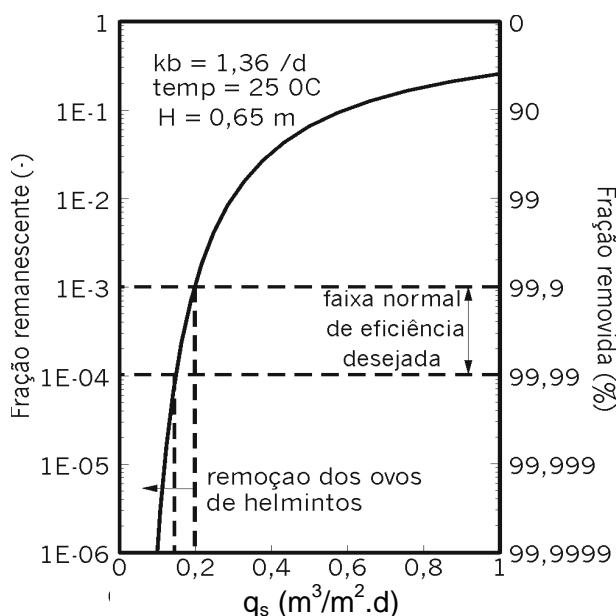


Figura 3.18 - Eficiência de remoção de CF em função da taxa hidráulica superficial em lagoas de BS (a carga máxima para remoção dos ovos de helmintos também está indicada)

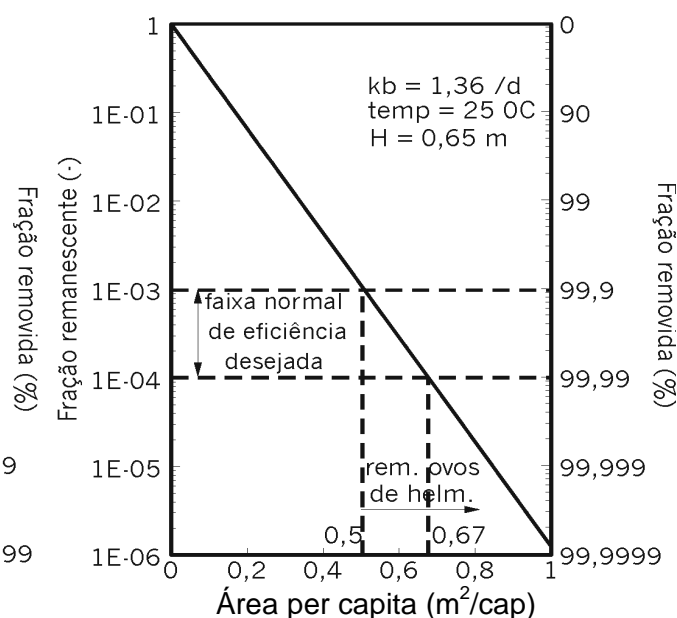


Figura 3.19 - Eficiência de remoção de CF em função da área per capita (contribuição de 100 L/dia) em lagoas de BS (a área mínima para remoção dos ovos de helmintos também está indicada)

Ao se comparar as Figuras 3.18 e 3.19 com a Figura 3.11, nota-se que a área necessária para 99,99 % dos coliformes ( $0,67 \text{ m}^2/\text{hab}$ ) é aproximadamente igual à área para a obtenção de um efluente com  $\text{DBO}_5$  filtrada de  $30 \text{ mg/L}$ , o que não acontece com a área necessária para reduzir os SST para  $30 \text{ mg/L}$ , que tende a ser maior (em torno de  $1,5 \text{ m}^2/\text{hab}$ ).

### 3.3.7 Remoção de Nutrientes

A remoção de nutrientes em lagoas de polimento é opcional e só se materializa quando o pH adquire um valor elevado, o que somente é possível quando há diminuição da concentração de dióxido de carbono. Uma vez que a perda de  $\text{CO}_2$  por dessorção só ocorre até um valor de pH de pouco mais que 8, é necessário que haja consumo biológico de dióxido de carbono, isto é, que a taxa de consumo devido à fotossíntese seja maior que a taxa de produção pelas bactérias. O aumento rápido e significativo do pH só é possível em lagoas rasas, onde a luz atravessa toda a coluna líquida e, dessa forma, todo o volume é usado para a fotossíntese. Como exemplo, observa-se na Figura 3.20 o valor do pH em função do TDH de vários sistemas de lagoas de mistura completa em série, cada série com uma profundidade diferente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Nota-se que, para a série de lagoas mais rasas ( $0,32 \text{ m}$ ), foi alcançado um pH de 9,7 em 7,5 dias de permanência, enquanto que, na série de lagoas mais profundas ( $2,2 \text{ m}$ ), o pH permaneceu virtualmente constante durante um TDH de 30 dias.

Na Figura 3.20b, onde se mostra a relação entre o TDH e a concentração de amônia em lagoas de polimento, observa-se a influência da elevação do pH sobre a remoção de amônia. Enquanto para lagoas rasas a remoção é praticamente completa, mesmo para um TDH relativamente curto, na lagoa profunda ( $2,2 \text{ m}$ ) a remoção de amônia é insignificante. Os dados experimentais das Figuras 3.20a e 3.20b indicam que, para que haja um desprendimento significativo de amônia, o pH deve ser superior a 8.

Vê-se, na Figura 3.20c, a remoção de fósforo em lagoas de polimento em função da profundidade, onde novamente a influência do pH é muito importante. No entanto, para haver uma remoção significativa de fósforo, o pH requerido é mais elevado do que para a remoção de amônia. Os dados das Figuras 3.20a e 3.20c indicam que é necessário um pH de no mínimo 9 para que haja remoção significativa de fósforo.

Nas Figuras 3.20d, 3.20e e 3.20f observam-se, respectivamente, os valores do pH, da concentração de amônia e de fósforo, em função da taxa hidráulica superficial aplicada. As figuras mostram que para nenhuma profundidade pode haver remoção significativa de nutrientes se a taxa hidráulica superficial não for baixa. As Figuras 3.20g, 3.20h e 3.20i mostram, respectivamente, a relação entre o pH, a concentração de amônia e de fósforo e a área *per capita* das lagoas. A Figura 3.20h mostra que é possível uma remoção significativa de nitrogênio em lagoas rasas, mas a área *per capita* necessária é grande:  $1,5$  a  $2,5 \text{ m}^2/\text{habitante}$ . Quando a profundidade é maior que  $1 \text{ m}$  a remoção de nitrogênio não ocorre. Pela Figura 3.20i, pode-se concluir que, para se ter uma remoção significativa de fósforo em lagoas de polimento, dois requisitos são necessários: profundidade menor que  $0,65 \text{ m}$  e grandes áreas *per capita*:  $2$  a  $3 \text{ m}^2/\text{hab}$ .

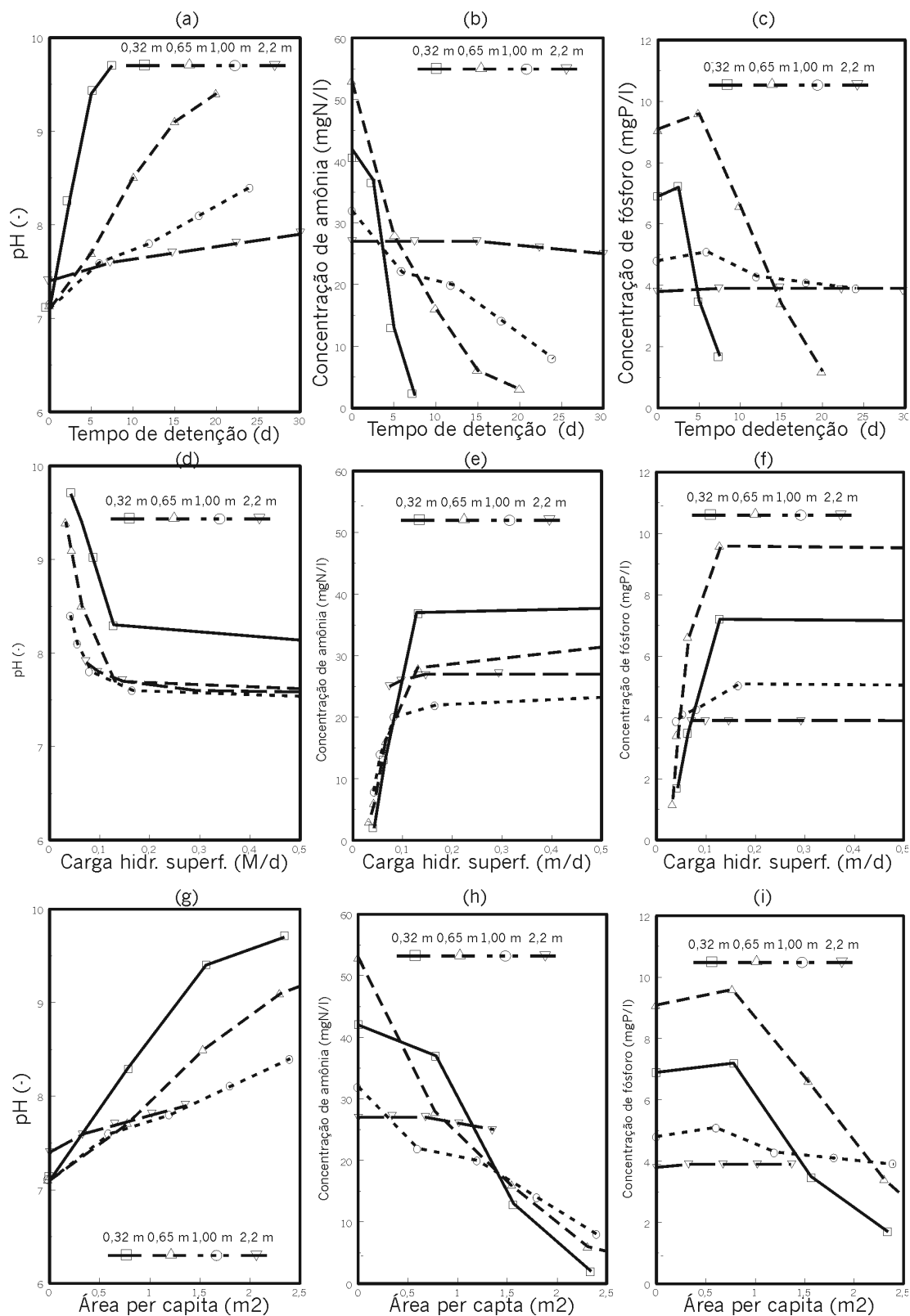


Figura 3.20 - pH, nitrogênio amoniacal e fósforo em lagoas de polimento de diferentes profundidades em função do TDH (a, b, c), da taxa hidráulica superficial (d, e, f) e da área per capita (g, h, i), para uma contribuição *per capita* de 100 L/dia.

### 3.3.8 Avaliação Geral da Remoção de Poluentes

Os dados sobre o desempenho de lagoas de polimento apresentados nas seções anteriores fornecem elementos para o seu dimensionamento racional. O parâmetro de dimensionamento mais acessível e provavelmente também de melhor visualização é a área *per capita*. Por esta razão, foram colocados na Figura 3.21 todos os parâmetros de qualidade do efluente em função desta variável de projeto. Na Figura 3.21 observam-se os seguintes pontos:

*Nota: as observações relativas a demandas de área per capita, feitas a seguir, são válidas apenas para contribuições per capita de esgotos de 100 L/hab.dia, incluindo infiltração, e para a temperatura do esgoto de 25 °C. Para contribuições per capita diferentes (QPC), mas para a mesma temperatura do esgoto de 25 °C, as demandas de área per capita devem ser multiplicadas pelo fator QPC/100.*

- Existe uma determinada área mínima para a remoção ou redução de cada constituinte indesejável presente no esgoto (DBO<sub>5</sub>, DQO, SST, CF, ovos de helmintos, NH<sub>3</sub> e orto-P). Assim, distinguem-se as áreas mínimas *per capita* de A<sub>1</sub> a A<sub>6</sub>, cada uma relacionada a remoção ou redução de um dos constituintes indesejáveis;
- A remoção de ovos de helmintos requer a menor área per capita: A<sub>1</sub> = 0,5 m<sup>2</sup>/hab (ver figura). Todavia, em lagoas com esta área (mesmo sendo operadas em regime de bateladas) a qualidade em termos de CF ainda pode não ser satisfatória. A área de remoção de ovos de helmintos não depende da profundidade da lagoa;
- A área mínima para uma remoção de CF de 99,99 % é A<sub>2</sub> = 0,67 m<sup>2</sup>/hab. Esta área é independente da profundidade se a lagoa de polimento for operada em bateladas sequenciais (BS). No caso de se ter uma lagoa com fluxo contínuo, espera-se no mínimo o dobro da área necessária para lagoas de BS;
- Quanto à remoção do material orgânico, na lagoa de polimento tanto a DBO<sub>5</sub> como a DQO tendem a aumentar no período inicial para depois diminuir gradualmente. As concentrações de DBO<sub>5</sub> e DQO brutas são relativamente altas e dificilmente serão atingidos valores abaixo dos 30 mg DBO<sub>5</sub>/L e 60 mg DQO/L (estes valores são considerados típicos para amostras de baixa concentração de material orgânico). As concentrações da DBO<sub>5</sub> e DQO filtradas são muito mais baixas (ausência de algas) e as áreas necessárias para se atingir valores de 30 mg DBO<sub>5</sub>/L e 60 mg DQO /L estão na faixa de A<sub>3</sub> = 1,0 m<sup>2</sup> a A<sub>4</sub> = 1,5 m<sup>2</sup>, independente da profundidade;
- A presença abundante de algas também dificulta a remoção dos sólidos em suspensão, havendo necessidade de uma área de 1,0 a 1,5 m<sup>2</sup>/hab para se atingir um valor de SST = 30 mg/L (considerada uma baixa concentração). Baixos valores de sólidos em suspensão são mais fáceis de se encontrar em lagoas profundas, onde a concentração das algas é menos abundante;
- Uma remoção significativa dos nutrientes só é possível quando a lagoa de polimento é rasa e, ainda assim, só ocorrerá quando a área disponível for considerável e as condições para fotossíntese forem favoráveis;
- A remoção de amônia começa a ser factível a partir de um pH de 8,0, aumentando à medida que o pH aumenta. A área necessária para uma concentração de N amoniacal menor que 5 mg/L é em torno de A<sub>5</sub> = 2 m<sup>2</sup>/hab para uma profundidade de 0,5 m e em torno de 3 m<sup>2</sup>/hab para uma profundidade de 1,0 m. Para profundidades maiores que 1,0 m a perda de nitrogênio será pequena;
- A remoção de fósforo, na forma de seu íon fosfato, só começa a ser significativa quando o pH supera o valor de 9, embora termodinamicamente o fosfato seja instável para valores do pH

acima de 7 (Figura 3.7). A área necessária para a remoção de P depende muito da profundidade, tendo-se um valor de  $A_6 = 2,5 \text{ m}^2/\text{hab}$  para lagoas rasas ( $H < 0,5 \text{ m}$ ). Para lagoas de profundidade de 1,0 m ou mais a remoção de P é praticamente inexistente.

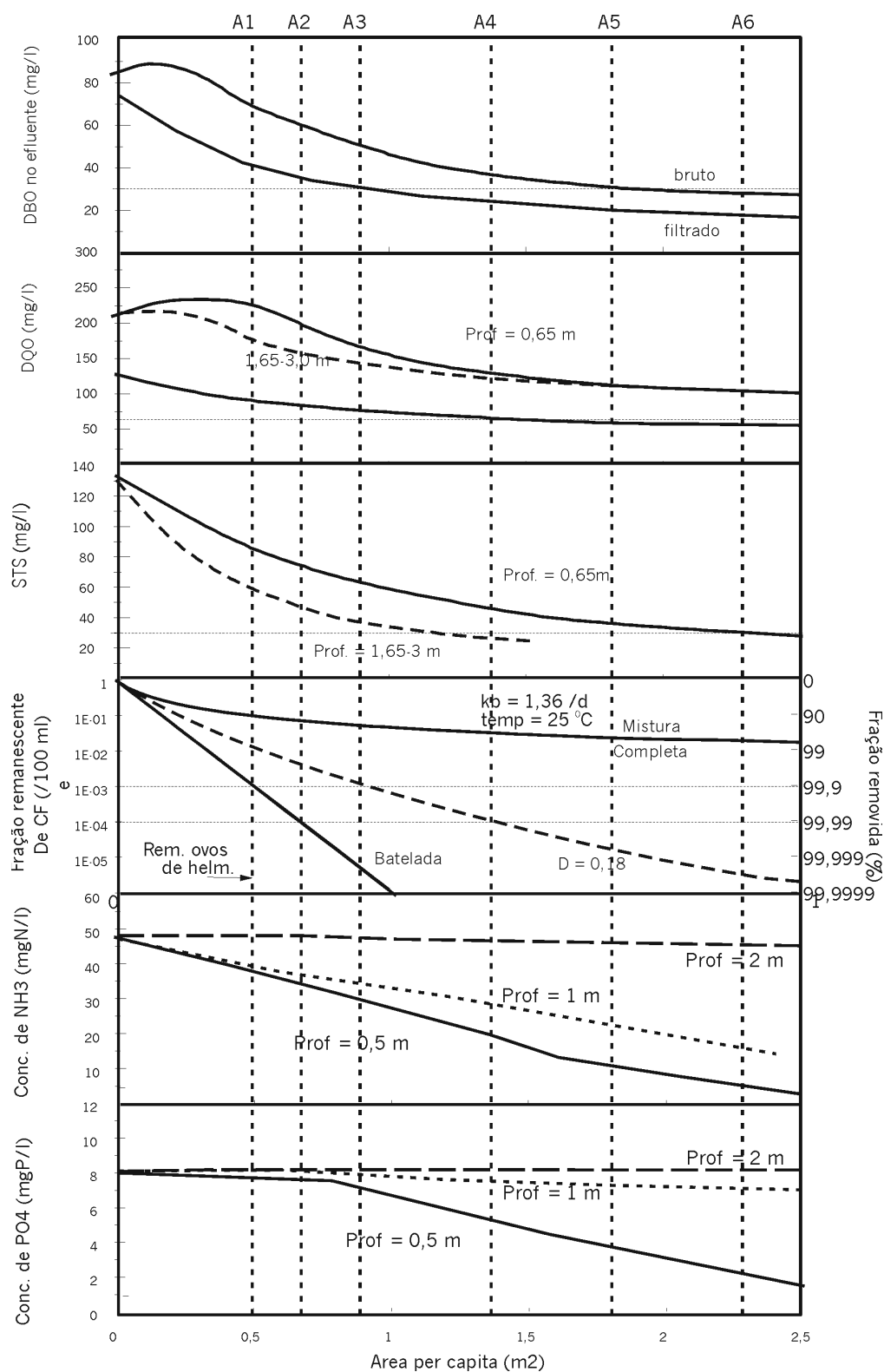


Figura 3.21 - Variação da concentração de diferentes constituintes indesejáveis em esgoto em lagoas de polimento, em função da área *per capita* (para uma contribuição *per capita* estimada em 100 L/dia e uma temperatura do esgoto de 25 °C).

As curvas da Figura 3.21 indicam que a área *per capita* necessária para construir um sistemas de tratamento com lagoas depende muito da natureza do sistema (tratamento de esgoto bruto ou de efluente anaeróbio) e do objetivo do sistema. Na Tabela 3.9, observam-se valores típicos da área *per capita* para diferentes sistemas de lagoas, nas condições favoráveis do Nordeste do Brasil. Para lugares com clima menos favorável as áreas necessárias serão maiores. Na Figura 3.22, observa-se uma representação das áreas *per capita* dos diferentes sistemas.

Tabela 3.9 - Área *per capita* para diferentes sistemas de lagoas de estabilização convencionais e lagoas de polimento para o pós tratamento de efluentes do reator UASB sob as condições prevalentes no Nordeste (supõe-se uma contribuição *per capita* de 100 l/d)

Sistema	Configuração	Área <i>per capita</i> (m <sup>2</sup> /hab)
A Convencional	LA+LF+LM1+...+LMn	3
B Convencional sem lagoa anaeróbia	LF+LM1+...+LMn	4 a5
C Convencional com lagoa aerada	LAe+LF+LM1+...+ LMn	2,5
D Polimento para remoção de nutrientes	reator UASB + LP (rasa)	2,5
E Polimento para remoção de CF (fluxo contínuo)	reator UASB+LP	1,5
F Polimento para remoção de CF (bateladas)	reator UASB + LP(tipo RBS)	1,0
G Polimento para remoção de DBO <sub>5</sub> e SST	reator UASB + LP	0,5
H Lagoa aerada com decantador final	reator UASB + Lae + Decant.	0,05

Obs: nesta tabela, “convencional” significa o sistema que trata esgotos brutos (e não efluentes de reatores anaeróbios)

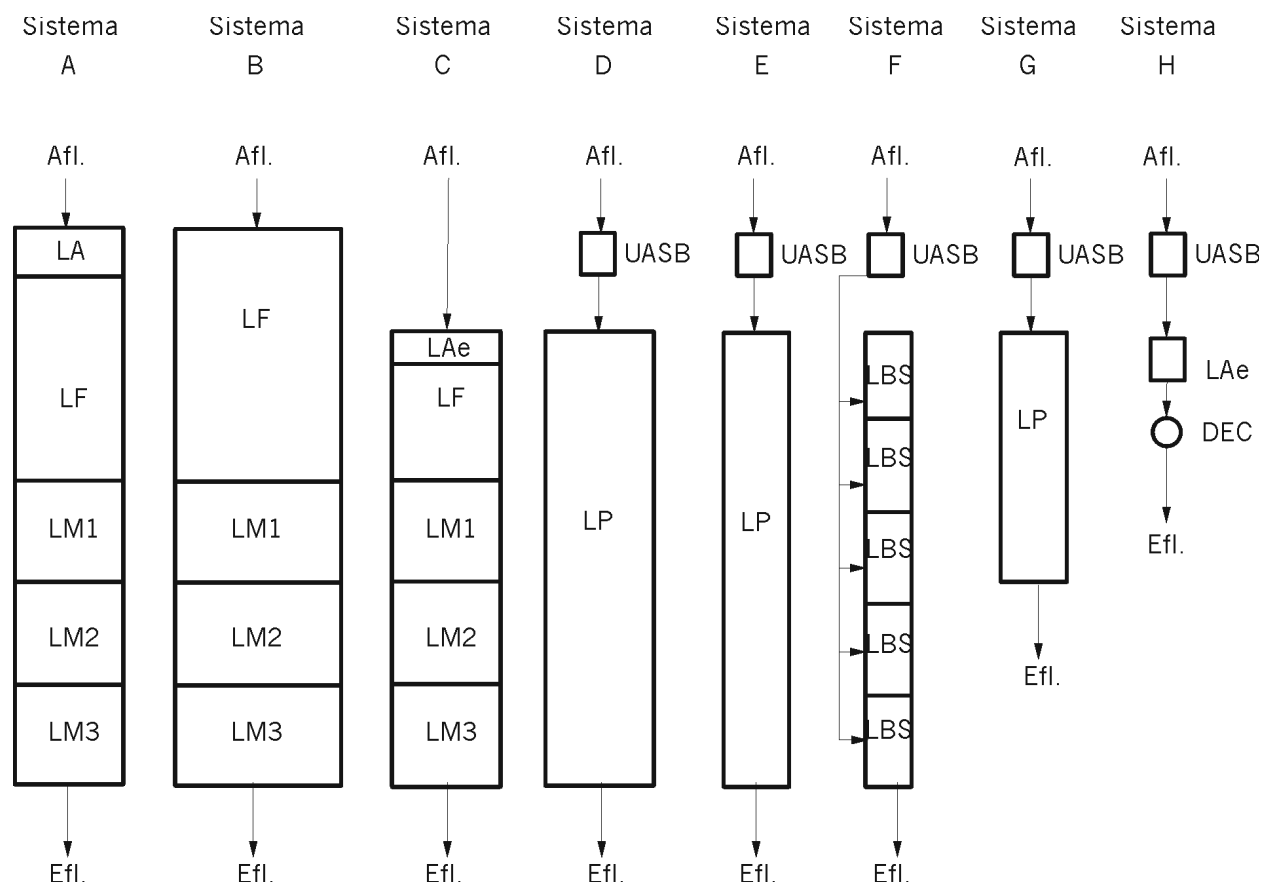


Figura 3.22 – Layout básico de diferentes sistemas que usam lagoas de estabilização para tratamento de esgoto ou lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido

### 3.4 APLICABILIDADE DAS LAGOAS DE POLIMENTO

#### 3.4.1 Preliminares

O tratamento de esgoto em unidades anaeróbias eficientes, como o reator UASB, abre o caminho para o uso de lagoas de polimento para o pós-tratamento. Apesar do sistema UASB + lagoa de polimento, em conjunto, ter o mesmo objetivo do sistema convencional de lagoas de estabilização (estabilização do material orgânico e remoção dos patógenos) e utilizar os mesmos processos biológicos (digestão anaeróbia + fotossíntese + oxidação bacteriana), a adoção da primeira alternativa tem importantes vantagens em comparação com a segunda. As vantagens e desvantagens de cada opção serão discutidas a seguir.

#### 3.4.2 Tratamento anaeróbio

O tratamento anaeróbio no reator UASB, o qual é muito eficiente na remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão, removendo grande parte do material coloidal, diminui a carga orgânica afluente à lagoa de polimento, diminuindo, portanto, a demanda de oxigênio para oxidação da matéria orgânica. Por outro lado, a redução da concentração dos colóides diminui a turbidez, facilitando a penetração da luz solar na lagoa de polimento e, portanto, acelerando a produção fotossintética de oxigênio.

No reator UASB, o biogás pode ser capturado, podendo ser aproveitado para produção de energia elétrica, calor, vapor, ou mesmo ser queimado em um queimador simples. A combustão (produtiva ou não) do biogás tem duas vantagens importantes: elimina a possibilidade da emissão de odores, que são um dos maiores problemas de sistemas convencionais de lagoas de estabilização (que incluem lagoas anaeróbias) e protege o meio ambiente, uma vez que o gás metano contribui muito mais (20 vezes) para o efeito estufa que o CO<sub>2</sub>, produto resultante da queima do metano.

Embora a geração de energia, a partir da digestão de esgoto, não seja percebida como uma grande vantagem, o seu potencial não é insignificante. Admitindo-se uma contribuição *per capita* de 100 g DQO/dia, uma eficiência de digestão de 80 por cento e de captação do gás de 75 %, então a produção *per capita* de metano seria de  $0,75 \times 0,8 \times [100 \text{ gDQO} \times (16 \text{ gCH}_4/64 \text{ g DQO})] = 15 \text{ gCH}_4/\text{dia}$ . Sabendo-se que uma produção de 1 kgCH<sub>4</sub>/dia pode gerar uma potência de 0,2 kW (eficiência de conversão de energia de 33 %), a produção seria de  $15 \times 0,2 = 3 \text{ W/hab.dia}$ . Esta quantidade de energia provavelmente representa mais que a economia que se faz pela adoção do horário de verão.

A combinação reator UASB + lagoa de polimento oferece a possibilidade de se construir em etapas, primeiro a unidade anaeróbia, depois a lagoa. Na maioria dos municípios brasileiros não há disponibilidade de recursos financeiros para se tratar o esgoto até o nível compatível com as normas legais. Nestes muitos casos, o tratamento anaeróbio no reator UASB oferece uma possibilidade de implantação de um tratamento parcial, sem a aplicação de muitos recursos. Num estágio posterior, pode-se, então, construir a lagoa de polimento, na medida em que os recursos necessários sejam adquiridos. O efluente do reator UASB usualmente não tem qualidade compatível com os padrões de lançamento (ver Tabela 3.2) , mas é bem menos danoso para o meio ambiente que o esgoto bruto. No caso de um sistema convencional de lagoas de estabilização, somente a construção da unidade anaeróbia não é realista, uma vez que o efluente tem uma qualidade pouco satisfatória.

A alta taxa de digestão no reator UASB permite um TDH muito menor do que em uma lagoa anaeróbia. CAVALCANTI e VAN HAANDEL (1996), utilizando dados de vários autores, mostraram que, para a mesma eficiência de remoção da DQO, o reator UASB é de 20 a 70 vezes menor que a lagoa anaeróbia. Isto nem sempre quer dizer que o custo de construção também será muito menor, pois este é uma função complexa de vários fatores: local do terreno, natureza do solo, topografia, dentre outros.

O digestor anaeróbio produz um lodo de alta concentração (50 a 70 g/L) que é estável (possui baixo teor de matéria orgânica biodegradável, isto é, não entra em putrefação) e pode ser usado como adubo na agricultura após simples secagem, aplicando-se algum método para melhorar a qualidade microbiológica, como aplicação de cal ou calor. Se não houver viabilidade econômica no uso do lodo, então ele pode simplesmente ser lançado na lagoa de polimento, junto com o esgoto digerido. Não há necessidade de se ter uma unidade única (centralizada) para o tratamento, já que a operação do reator UASB é muito simples e nada impede que haja várias unidades numa mesma cidade. Assim, é possível “pulverizar” ao menos em relação às unidades de tratamento anaeróbio, o que abre a possibilidade de se fazer grandes reduções no custo da rede de esgoto. Em vez de se construir uma única rede com estações elevatórias, interceptores e emissários de alto custo, constroem-se várias redes de acordo com as bacias de drenagem da cidade, tendo-se um digestor UASB em cada bacia. Após o tratamento anaeróbio, o esgoto digerido, contendo muito menos sólidos, pode ser recalcado com muito mais facilidade do que o esgoto bruto. Este tipo de setorização do sistema é bastante aplicado pela SANEPAR, no Paraná. A experiência mostra que pode haver uma redução de 40 % no custo de construção dos interceptores e emissários. O novo Plano Diretor de Esgotos Sanitários de Recife (2000) preconiza também a descentralização, com a divisão da cidade em várias sub-bacias coletoras e sistemas de tratamento com reatores UASB. Em geral, é mais barato se construir segmentos de interceptores, juntamente com o tratamento anaeróbio, do que uma estação única e extensos interceptores e emissários. A conveniência e a vantagem financeira dependem muito da topografia e do solo da cidade. Por exemplo, em Campina Grande só há uma única estação elevatória pequena, sendo que a rede coletora e interceptora que atende o restante da cidade conduz o esgoto por gravidade para a ETE central.

### **3.4.3 Tratamento complementar**

A vantagem mais importante do uso da combinação reator UASB + lagoa de polimento é a redução da área necessária, em comparação com o sistema convencional de lagoas de estabilização. Na Figura 3.20, observa-se, em função da área *per capita*, parâmetros de qualidade do efluente de lagoas de polimento. Observa-se que a qualidade microbiológica pode ser assegurada já com 0,67 m<sup>2</sup> *per capita*, quando se admite uma contribuição *per capita* de 100 L/dia e uma temperatura do esgoto de 25 °C. Para se obter uma DBO<sub>5</sub> filtrada de 30 mg/L, a área é marginalmente maior (0,8 m<sup>2</sup> *per capita*) e para obter uma boa remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão (DBO<sub>5</sub> total e SST menores que 30 mg/L) a área necessária se situa na faixa de 1,0 a 1,5 m<sup>2</sup>/hab. Todavia, esta área ainda é muito menor que a área necessária num sistema convencional de lagoas de estabilização, onde se espera um valor de 3,0 m<sup>2</sup> *per capita* (ver Tabela 3.9). A redução da área aumenta em muito a aplicabilidade de lagoas como alternativa de tratamento. Estes valores de área *per capita* aplicam-se a esgotos com uma temperatura média de 25° C. Em locais em que a temperatura do líquido é mais baixa, as áreas requeridas serão maiores.

Outra vantagem do sistema UASB + lagoa de polimento é a solução do problema operacional

mais sério das lagoas anaeróbias, qual seja, o odor que se gera e que se espalha nas redondezas, devido à presença de sulfeto na fase líquida. No sistema UASB + lagoa de polimento uma parte do sulfeto é removida junto com o biogás como gás sulfídrico, mas este biogás é capturado e queimado, transformando o sulfeto em sulfato (inodoro). No caso de águas residuárias diluídas como o esgoto, que produzem pouco biogás, a maior parte do sulfeto, na verdade, permanece na fase líquida e, nas lagoas de polimento, deve ser oxidado pelo oxigênio gerado no processo da fotossíntese.

Uma vez que não há problemas com odores em lagoas de polimento, abre-se a possibilidade de se construir as unidades muito mais próximas de áreas urbanas, reduzindo-se assim a extensão do emissário, que geralmente apresenta custo muito elevado no sistema de esgotamento. Por outro lado, a viabilidade de construção próximo a áreas urbanas permite que se operem vários sistemas UASB + lagoa de polimento em diferentes sub-bacias de drenagem em cidades, o que pode também reduzir muito os custos de construção de sistemas de esgotamento sanitário.

Um aspecto importante é que o desempenho da lagoa (em termos de remoção de material orgânico, dos sólidos em suspensão e dos patógenos) é essencialmente independente da profundidade, enquanto a remoção de nutrientes é influenciada fortemente pela profundidade. Isto dá um grau de liberdade extra na operação da lagoa de polimento: através de variação da profundidade, pode-se manipular a concentração de nutrientes, sem afetar significativamente os outros parâmetros de qualidade (concentrações da DBO, dos SST, de CF e dos ovos de helmintos). Em lagoas rasas, há uma tendência de remoção dos nutrientes, enquanto que nas lagoas profundas eles são conservados. Assim, quando o efluente do sistema for ser usado para irrigação, opera-se a lagoa com uma profundidade de mais de 1,0 m, mantendo-se os nutrientes. Contudo, na época de chuvas (quando não se aplica irrigação) as lagoas deverão ser operadas a pequena profundidade (0,4 a 0,6 m), para remover os nutrientes e, desta forma, evitar a eutrofização de corpos d'água superficiais sensíveis.

O segundo problema operacional mais importante de lagoas de estabilização convencionais é a produção de lodo na lagoa anaeróbia, que inclusive gera a necessidade de se duplicar esta unidade. A prática (Gonçalves, 1999) mostra que se pode esperar a deposição de 250 mg de lodo por litro de esgoto tratado em lagoas anaeróbias. Desta forma, torna-se necessário interromper a operação, a cada 3 a 5 anos, para remoção do lodo de fundo, uma operação cara, demorada e complicada. Por esta razão, é necessário que se disponha de uma lagoa anaeróbia de reserva, que entra em operação no evento da remoção de lodo. No entanto, no sistema UASB + lagoa de polimento, mesmo quando não se dá descargas de lodo do reator UASB, a deposição de lodo nas lagoas de polimento é muito menor (70 mg de lodo por litro de esgoto digerido) e grande parte deste lodo é, na verdade, resultado da sedimentação de algas floculadas (CAVALCANTI et al. 2000a). Assim sendo, o lodo se espalha sobre a lagoa toda e se acumula tão devagar, que acredita-se possa ter décadas de operação sem problemas. Por ser pequena a produção de lodo anaeróbio, a acumulação do lodo no fundo da lagoa também será reduzida.

Conclui-se que, sempre quando se deseja utilizar lagoas como opção de tratamento de esgoto, o tratamento anaeróbio de esgoto no reator UASB, ou em outro reator anaeróbio eficiente, antecedendo a lagoa, é uma ótima providência. As vantagens em se adotar um reator UASB como a primeira unidade do sistema de tratamento são de ordem econômica (redução do custo do sistema de esgotamento sanitário e da área necessária para o tratamento), ambiental (melhoria da qualidade do efluente e minimização do desprendimento de gás metano), operacional (evita a remoção de lodo do fundo) e estética (evita a liberação de odores, uma vez que no reator UASB o biogás, que potencialmente contém gás sulfídrico, pode ser capturado e queimado). Estas vantagens são tão claras e importantes que, sempre quando se projeta um sistema convencional de

lagoas de estabilização, deveria ser obrigatório se justificar a eventual não inclusão do tratamento anaeróbio a montante.

Devido às vantagens que apresenta, o número de sistemas de tratamento que são constituídos de uma unidade de tratamento anaeróbio eficiente, seguida por lagoa de polimento, está aumentando no Brasil. Nas Figuras 3.23a, 3.23b e 3.23c são apresentadas fotografias de três sistemas de tratamento. A Figura 3.23a mostra a ETE do bairro de Mangueira em Recife-PE, que se compõe de um reator UASB e uma lagoa única de polimento. A Figura 3.23b mostra uma ETE em Currais Novos-RN, composta de um filtro anaeróbio seguido por uma lagoa de polimento. O sistema em Currais Novos já funciona desde 1981. Já a Figura 3.23c ilustra a ETE Nova Vista em Itabira/MG, composta de um reator anaeróbio tipo UASB seguido de uma lagoa facultativa.

Por outro lado, mesmo oferecendo a possibilidade de grande redução da área ocupada, o terreno disponível, em determinados casos de projeto, pode ser insuficiente. Isto é particularmente provável em casos de grandes centros urbanos, onde a área necessária é grande e o custo do terreno é elevado. Nestes casos, torna-se necessário que se recorra a sistemas de pós-tratamento que ocupem uma área mais reduzida. Alguns sistemas mais compactos de pós-tratamento são discutidos nos próximos capítulos.



Figura 3.23a - Vista da ETE no bairro de Mangueira em Recife - PE



Figura 3.23b - Vista da ETE de Currais Novos – RN



Figura 3.23c - Vista da ETE Nova Vista em Itabira - MG

### 3.5 EXEMPLOS DE DIMENSIONAMENTO

As considerações teóricas e resultados experimentais apresentados nas seções anteriores deste capítulo podem ser usados para se dimensionar lagoas de polimento. A seguir discutem-se alguns exemplos.

No caso de uma cidade pequena, quase que invariavelmente a solução mais indicada para o pós-tratamento do efluente de um reator UASB por meio de lagoas, será a aplicação de uma lagoa de fluxo contínuo. Mesmo tendo uma área relativamente grande, comparada com lagoas em regime de bateladas sequenciais, o custo adicional do terreno será pequeno. A lagoa de fluxo contínuo apresenta extrema facilidade de operação, resumindo-se basicamente na manutenção dos taludes, impedindo a erosão e o crescimento de capim dentro da lagoa, evitando, assim, a proliferação de mosquitos. No caso de lagoas de polimento para cidades grandes, o uso de lagoas de bateladas sequenciais pode ser vantajoso, porque a redução da área e o custo por ha tende a ser maior. É possível que se encontre, mesmo em cidades grandes, uma área adequada para se fazer uma lagoa de fluxo contínuo, já que esta requer uma área muito menor que a de um sistema convencional de lagoas de estabilização.

#### 3.5.1 Dimensionamento para cidades pequenas

Dimensionar uma lagoa ou uma série de lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto previamente digerido num reator UASB, para produzir um efluente que permita uso para irrigação sem restrições.

##### Dados:

- População servida: 10.000 habitantes;
- Vazão média afluente (incluindo infiltração):  $Q = 1.500 \text{ m}^3/\text{d}$
- Temperatura da água no mês mais frio:  $25^\circ\text{C}$  (situação do Nordeste)

##### Solução:

##### a) Eficiência desejada

O critério limitante do projeto será a concentração de CF no efluente final. Adotar uma eficiência de remoção necessária na lagoa, por exemplo 99,99 % ou seja, remoção de 4 logs.

##### b) Profundidade

No caso de se desejar o uso do efluente para irrigação a preservação dos nutrientes é importante. Para tanto, adota-se uma profundidade de 1,0 m ou mais.

##### c) Coeficiente de remoção bacteriana

Para a temperatura e profundidade escolhidas, calcular a constante de decaimento das CF com auxílio da Equação (3.6c). Para 1,0 m e  $25^\circ\text{C}$ , calcula-se:

$$k_b = 1,36/H * (1,07^{(t-20)}) = 1,36/1 \times 1,07^5 = 2,0 \text{ /dia}$$

##### d) Tempo de detenção necessário

Calcular o tempo mínimo ( $t_{\min}$ ) de permanência se houvesse fluxo tubular. Para a remoção de 4

logs:

$$t_{\min} = 2,3 \times 4/k_b = 9,2/2,0 = 4,6 \text{ d}$$

No caso de uma única lagoa com chicanas, para que o escoamento se aproxime ao regime tubular, adotar um fator 2 para se estimar o tempo necessário na lagoa com mistura parcial ( $d \approx 0,15$ , Figura 3.17). Portanto:

$$t_{\text{real}} = 2 \times 4,6 = 9,2 \text{ dia.}$$

Na estimativa do tempo de detenção, é necessário que se saiba qual o valor do número de dispersão, que por sua vez só pode ser determinado quando o sistema é construído. Sabe-se que para um número baixo de dispersão, a relação comprimento/largura necessita ser grande (maior que 10). A alternativa é construir um sistema com lagoas em série, calculando-se o número de lagoas com auxílio da Equação (3.3c). Por exemplo, para se remover 99,99 % dos CF em uma série de lagoas com mistura completa, quando o valor de  $k_b$  é 2,0/dia e o tempo total de detenção é de 9,2 dias, tem-se o seguinte número de lagoas em série:

$$N_e/N_a = 0,0001 = 1/(1 + 2 \times 9,2/M)^M$$

$$M = 7$$

Isto é, uma serie de 7 lagoas, cada uma com um tempo de detenção de  $\theta_h = 9,2/7 = 1,3 \text{ d}$  resultará na remoção desejada de 99,99 % das bactérias. Na prática, a remoção poderá ser bem maior porque a mistura nas lagoas não será completa. Por outro lado existe o perigo de curto circuito hidráulico se a construção não for bem feita. No caso de regiões com temperatura inferior a 25 °C, o tempo de detenção mínimo em cada lagoa deverá ser superior a 2,5 dias, de forma a permitir o adequado crescimento das algas.

#### d) Volume e a área requeridos

Volume:

$$V_{lag} = (1500 \text{ m}^3/\text{d}) \times (9,2 \text{ d}) = 13.800 \text{ m}^3$$

Para a profundidade de 1 m, calcula-se a área como:

$$A_{lag} = V_{lag}/H = 13.800 \text{ m}^3/1,0\text{m} = 13.800 \text{ m}^2 = 1,38 \text{ ha}$$

Área *per capita*:

$$A_{hab} = A_{lag}/10.000 = 1,38 \text{ m}^2/\text{hab.}$$

#### e) Comentários

Outra alternativa é usar lagoas em bateladas sequenciais: para um tempo mínimo de 5 dias (arredondados de 4,6 dias), tem que se ter uma série de no mínimo 5 lagoas, cada uma com volume de 1.500 m<sup>3</sup> (igual à vazão diária), perfazendo um total de 7.500 m<sup>3</sup> e uma área total de 7.500 m<sup>2</sup> (supõe-se novamente uma profundidade de 1,0 m). Neste caso, como as lagoas são muito pequenas, a área ocupada pelos taludes entre as cinco unidades será uma parte significativa da área total, e é possível que na segunda opção nem a área nem o custo sejam muito menores que na primeira. Neste caso, a primeira opção é preferível, porque operacionalmente é bem mais simples.

É interessante observar que existe a alternativa de se remover uma fração significativa dos nutrientes ao se operar a lagoa com a metade da sua profundidade máxima. Neste caso haveria um aumento bastante significativo do pH, resultando em dessorção de quase toda a amônia e precipitação de parte do fosfato. Esta alternativa poderia ser usada em épocas de chuva, quando o efluente não seria usado para irrigação. Nessas épocas seria importante lançar um efluente com baixa concentração de nutrientes para se evitar a eutrofização do corpo receptor.

O custo do sistema de tratamento estaria vinculado principalmente ao custo de construção. A obra de se transformar uma área bruta em uma lagoa constitui o custo principal, e seu valor depende fortemente das condições topográficas e geotécnicas do local. Para as condições da Paraíba, uma estimativa recente do custo de construção de uma lagoa de polimento foi de R\$ 150.000 /ha, o que no caso repercutiria num valor de  $R\$ 1,38 \times 150.000 / 10.000 = R\$ 20,70$  por habitante, um valor bastante reduzido quando se compara com o custo de uma lagoa para o tratamento de esgoto bruto. Considerando-se um custo *per capita* de R\$ 25 a 35 para o reator UASB, calcula-se um custo de implantação *per capita* da ordem de R\$ 50, o que é um valor bem inferior ao de sistemas convencionais que produzem a mesma qualidade de efluente.

### 3.5.2 Dimensionamento para cidades de porte médio

Dimensionar um sistema de lagoas de polimento para uma cidade de 50.000 habitantes, visando o pós-tratamento de esgoto previamente digerido num reator UASB, para produzir um efluente com as seguintes características: (a) o uso para irrigação sem restrições e (b) com baixa concentração de nutrientes para proteção de mananciais de superfície, em épocas de chuvas, quando não se aplica a irrigação.

#### Dados:

- População servida: 50.000 habitantes;
- Vazão média afluente (incluindo infiltração):  $Q = 7.000 \text{ m}^3/\text{d}$
- Temperatura da água no mês mais frio:  $25^\circ\text{C}$  (situação do Nordeste)

#### a) Tempo de detenção necessário

Dimensionando-se novamente para uma remoção de 99,99 % ou 4 logs, calcula-se para o valor de  $k_b = 2,0/\text{d}$  (vide acima) :  $t_{\min} = 4,6 \text{ d}$ .

$$t_{\min} = 2,3 \times 4/k_b = 9,2/2 = 4,6 \text{ dia.}$$

#### b) Volume e a área requeridos

Para um sistema de lagoas em regime de bateladas: arredondar o tempo de permanência mínima para 5 dias e adotar 5 lagoas de bateladas sequenciais, cada uma com o volume de:

$$V_{lag} = (7.000 \text{ m}^3/\text{d}) \times (1,0 \text{ d}) = 7.000 \text{ m}^3$$

Para a profundidade de 1 m, calcula-se a área como:

$$A_{lag} = V_{lag}/H = 7.000 \text{ m}^3/1,0\text{m} = 7.000 \text{ m}^2 = 0,70 \text{ ha}$$

Para as 5 lagoas, a área total é de  $5 \times 0,7 \text{ ha} = 3,5 \text{ ha}$ .

No caso de uma única lagoa com chicanas, para que o escoamento se aproxime ao regime tubular, adotar um fator 2 para estimar o tempo necessário na lagoa com mistura parcial ( $d \approx 0,15$ , Figura 3.14). Neste caso o tempo de permanência seria de 9,2 dias e a área necessária seria  $7.000 \text{ m}^3/\text{d} \times 9,2 \text{ d} = 64.400 \text{ m}^2 = 6,4 \text{ ha}$ .

*Área per capita:*

No caso das lagoas em bateladas seqüenciais:

$$A_{hab} = A_{lbs}/\text{Pop} = 35.000 \text{ m}^2/50.000 \text{ hab} = 0,7 \text{ m}^2/\text{hab}.$$

No caso de uma lagoa de fluxo contínuo:

$$A_{hab} = A_{pol}/\text{Pop} = 64.000 \text{ m}^2/50.000 \text{ hab} = 1,3 \text{ m}^2/\text{hab}.$$

c) Comentários

No caso de um sistema grande, a dificuldade operacional de um sistema com lagoas de bateladas seqüenciais será amplamente compensado pela grande redução do custo do investimento: a área necessária é reduzida a praticamente metade de uma lagoa de polimento de fluxo contínuo. A área do sistema de lagoas de bateladas seqüenciais é somente 1/5 da área necessária para um sistema convencional de lagoas de estabilização. Não há necessidade de se ter operadores fisicamente presentes para fazer a transferência da vazão de uma lagoa para outra: esta parte da operação pode facilmente ser automatizada a custos bastante reduzidos, abrindo inclusive a possibilidade de se manter um histórico das vazões de esgoto tratado, uma providência que praticamente se torna obrigatória em qualquer sistema de tratamento.

### 3.6 BIBLIOGRAFIA

- AGUNWAMBA, J.C., EGBUNIWE N e ADEMILUYI, J.O. Prediction of the dispersion numbers in waste stabilisation ponds. *Water Research* **21** (1) 85-89. 1992.
- CAPRI M.G.; MARAIS G.V.R. *Anaerobic filter treatment of wine distillery waste*. Research Report W1. Dept Civil Eng. Univ. of Cape Town. – South Africa. 1974.
- CAVALCANTI, P.F.F., VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. Accumulation of Bottom Solids in Polishing Ponds Treating Digested Sewage. *Anais da I Conferencia LatinoAmericana en Lagunas de Estabilizacion Y Reuso*. Santiago de Cali – Colombia, 24-27 de Out. p.236-244. 2000a
- CAVALCANTI, P.F.F., VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. Polishing Ponds for Post Treatment of Digested Sewage. Part 1: Flow-Through Ponds. *Anais da VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia*. 5-9 Nov. Recife-PE-Brasil. Vol.1 p.352-359. 2000b
- CAVALCANTI, P.F.F., VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. Polishing Ponds for Post Treatment of Digested Sewage. Part 2: Sequential Batch Ponds. *Anais da VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia*. 5-9 Nov. Recife – PE - Brasil Vol.1 p.352-359. 2000c
- EMERSON, K., RUSSO, R.C., LUND, R.E e THURSTON, T.T. Aqueous ammonium calculations: effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **23**, 2379-2383. 1975.
- LEVENSPIEL, O. *Chemical Reaction Engineering*, (2<sup>nd</sup> ed), McGraw Hill, New York, USA. 1972
- MARA, D.D. Proposed design for oxidation ponds in hot climates. *Journal of the Environmental Engineering Div. ASCE*, **101**, 296. 1975.
- MARA, D.D., PEARSON, H.W. *Waste Stabilization Ponds – Design Manual for Mediterranean Europe*. World Health Organization, Copenhagen. 1987.
- MARAIS G.V.R. Faecal bacterial kinetics in stabilisation ponds. *Journal of the Environmental Engineering Div. ASCE*, **100**, EE1-119. 1974.
- MARAIS, G.V.R , SHAW. *Rational theory for design of waste stabilisation ponds in South Africa*. Trans South African Inst. Civ. Eng., 3,11 205. 1961.
- SAQQAR, M.M., PESCOD, M.B. Microbiological performance of multi stage stabilisation ponds for effluent use in agriculture, *Wat. Sci. Techn.*, **23**, 7-8. 1990.
- SOARES, A . M.E., ZERBINI, A . M., MELO, M.C., VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C. A . L. Perfil longitudinal de *Escherichia coli* e ovos de helmintos em um sistema reator UASB / lagoa de polimento com chicanas. In: *Anais, XXVII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, AIDIS, Porto Alegre, 3-8 Dezembro 2000. Anais eletrônicos. 2000.
- STUMM E MORGAN. *Aquatic chemistry*. Wiley Interscience, New York, EEUU. 1981.
- VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. J.Wiley, Chichester, UK.226 p. 1994.
- VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilisation ponds, *Water Research* **33** (6), 1435-1448. 1999.
- VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L., SOARES, A.M.E., ZERBINI, A.M.M. Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor – baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modelling. In: *Proceedings, World Congress on Anaerobic Digestion*. Antuérpia, setembro 2001.
- WEHNER, J.F., WILHELM, R.H. Boundary conditions of continuous flow reactors. *Chemical Engineering Science*, **6**, 89. 1956.
- WHO. *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*, Technical Report Series, No. 778, World Health Organization, Geneva, Switzerland. 1989.
- YANEZ, F. *Lagunas de estabilización*, Ed. CEPIS, Lima, Peru. 1993.