



MEIO AMBIENTE

Capítulo I - Efluentes industriais e indicadores globais de poluição

Os efluentes líquidos industriais têm origem nas águas utilizadas na área de utilidades e/ou nos processos industriais. Suas características dependem da natureza da indústria (tipologia); das matérias-primas processadas; das etapas de transformação utilizadas no processo; da incorporação de substâncias indesejáveis à água (como detergentes, solventes, pigmentos, óleos, etc.); do porte da indústria e do modelo de gestão empregado.

Um efluente industrial é, em geral, resultante da mistura de diversas correntes geradas em diferentes unidades do processo produtivo. Sua vazão e características podem apresentar significativa variação ao longo do tempo, em função de mudanças de operação dos processos, de produto processado, de atividades de limpeza, etc. Outra característica dos efluentes industriais é a complexidade, no que se refere à composição química e à forma como se apresentam os poluentes (solúveis ou suspensos na fase aquosa). Portanto, a variabilidade e a complexidade são atributos típicos dos efluentes industriais.

Um efluente pode conter poluentes orgânicos e inorgânicos, que podem estar solúveis na água ou em suspensão na forma de partículas (sólidas ou líquidas). O material em suspensão pode ser removido da água por métodos físico-químicos, cuja escolha dependerá das características do material particulado (tamanho, densidade, carga elétrica, etc.). Nessa operação gera-se um resíduo sólido ou pastoso, cujo destino deve ser estudado caso a caso. O material solúvel é removido por métodos físico-químicos ou biológicos.

As inúmeras substâncias orgânicas presentes num efluente podem receber a denominação global de matéria orgânica. Além de poder se apresentar na forma solúvel ou em suspensão, esse material pode ser classificado como biodegradável ou persistente (não biodegradável).

Portanto, os efluentes constituem uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos e é impraticável, senão impossível, obter-se uma análise química completa da maioria dos compostos. Por esta razão, uma série de métodos empíricos para avaliação da concentração dos contaminantes são empregados, cuja aplicação não requer o conhecimento da composição química do efluente em questão, denominados indicadores globais de poluição.

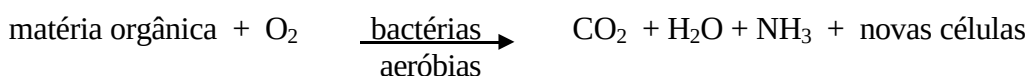
No caso da matéria orgânica, os indicadores globais são a DBO, a DQO e o COT, discutidos em detalhe mais adiante. Para algumas classes de compostos orgânicos hidrofóbicos, que podem se apresentar em suspensão na água (como gotículas emulsionadas) ou na forma de filmes ou películas superficiais, o indicador global é o teor de óleos e graxas (O&G).

O material sólido pode ser quantificado e classificado como dissolvido ou em suspensão e como volátil ou fixo. Costuma-se associar a parcela volátil ao material orgânico e a fixa ao material inorgânico. Outro indicador global é a toxicidade Avaliada em bioensaios, fornece uma indicação do efeito tóxico do conjunto de poluentes presentes num dado efluente.

Além dos indicadores globais mencionados, é importante, em muitos casos, utilizar indicadores específicos, que permitem identificar poluentes que possam ter efeitos danosos ao meio ambiente. Assim, alguns metais e compostos como cianeto, fenóis, amônia, nitrato, fosfato, sulfetos, etc. devem ser determinados por técnicas específicas.

I.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

É a quantidade de oxigênio requerida para oxidar a matéria orgânica biodegradável contida em uma amostra por ação bioquímica aeróbia (predominantemente bactérias heterotróficas aeróbias). Portanto, A DBO representa o teor de matéria orgânica biodegradável presente num efluente, sendo expressa em mg O₂/L.



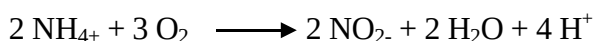
Algumas amostras não contêm uma população microbiana suficiente (alguns efluentes industriais, resíduos com alta temperatura, com pH extremo, assépticos). Neste caso, a adição de uma população de microrganismos (ou semente - esgoto doméstico sedimentado) se faz necessária. As amostras são incubadas a 20°C por 5 dias. Geralmente a DBO excede a quantidade de oxigênio dissolvido disponível, sendo necessário diluir a amostra. Como o crescimento microbiano requer nutrientes (N, P, metais traços), estes são adicionados à água de diluição, que é tamponada para assegurar que o pH permaneça numa faixa adequada.

O teste mede o O₂ utilizado durante um período específico de incubação para a degradação bioquímica de matéria orgânica (DBO carbonácea); para oxidar material inorgânico como Fe²⁺ e S⁼ (DBO imediata) e para oxidar formas reduzidas de nitrogênio como amônia e nitrito (DBO nitrogenada).

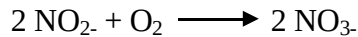
O teste da DBO é longo (vários dias) e para se ter uma resposta mais rápida convencionou-se realizá-lo em cinco dias, subestimando-se a demanda de oxigênio. Esse valor é denominado DBO₅. Caso o teste fosse conduzido por um tempo maior, seria atingido um valor estável, correspondente à oxidação completa dos poluentes biodegradáveis presentes na amostra. Esse valor é denominado DBO última (DBO_U). A relação DBO₅/DBO_U fica na faixa de 0,5 a 0,8 para muitos efluentes e seu valor depende das características dos poluentes presentes.

A DBO nitrogenada é detectada quando o bioensaio é conduzido por um longo tempo, em geral por mais de 15 a 20 dias. Após estabelecido o “plateau” correspondente à DBO_U (carbonácea), um novo “plateau” se formará, correspondente ao consumo de oxigênio pelas bactérias nitrificantes, que oxidam amônia a nitrito e este a nitrato:

1. Amônia é oxidada a nitrito por bactérias do gênero *Nitrossomonas*:



2. Nitritos são oxidados a nitrato por bactérias do gênero Nitrobacter:



Bactérias nitrificantes aparecem em baixa concentração e têm crescimento lento. Quando o substrato das heterotróficas é consumido, as autotróficas (nitrificantes) começam a crescer mais rapidamente. Para esgoto doméstico, por exemplo, a $\text{DBO}_C = 200 \text{ mg/l}$ e a $\text{DBO}_N = 30 \text{ mg/l}$. Para alguns efluentes industriais, com elevado teor de N amoniacal, a DBO nitrogenada pode ser muito alta, podendo haver antecipação do surgimento do “plateau” correspondente, que poderá ter uma grande magnitude.

A matéria orgânica utilizada como fonte de carbono pelos microrganismos é proporcional ao consumo de oxigênio dissolvido:

$$\frac{d[\text{OD}]}{dt} = a_0 \frac{dS}{dt}$$

Considerando que o consumo de substrato segue uma cinética de primeira ordem em relação ao substrato:

$$\frac{dS}{dt} = -k S$$

O teste usa um inóculo muito pequeno e supõe que este praticamente não varia com o tempo. Assim:

$$a_0 (S_0 - S) = (\text{OD}_{\text{branco}} - \text{OD}_{\text{teste}})_t - (\text{OD}_{\text{branco}} - \text{OD}_{\text{teste}})_{t=0}$$

$$a_0 (S_0 - S) = y = \text{DBO}$$

$$S = S_0 e^{-Kt}$$

$$y = a_0 S_0 (1 - e^{-Kt}) \quad \text{Equação matemática para a DBO da fase carbonácea}$$

$$L_0 = a_0 S_0 = \text{conc. total de comp. orgânicos biodegradáveis presentes no efluente}$$

Quando t tende a infinito, y tende a $L_0 = \text{DBO}_U$

$$y = \text{DBO}_U (1 - e^{-Kt}) \quad \text{válida para } t < t_c$$

A Figura I.1 mostra as curvas de DBO carbonácea e DBO total (DBO carbonácea mais nitrogenada), representadas pela expressão:

$$y = \underbrace{L_0 (1 - e^{-Kt})}_{t > t_c \cong L_0} + L_N (1 - e^{-KN(t - t_c)})$$

Para $t \geq t_c$

O parâmetro k é a constante de um modelo cinético de primeira ordem para a biodegradação dos compostos de carbono biodegradáveis. Quanto maior o valor de k , mais rapidamente ocorrerá o processo. O parâmetro k_N é a constante cinética de nitrificação, supondo também um modelo de primeira ordem. Quanto maior este parâmetro, mais rápido será o processo de conversão de amônia a nitrato. O parâmetro L_N corresponde à demanda de oxigênio exercida pelo processo de nitrificação e, em muitos casos não deve ser negligenciada.

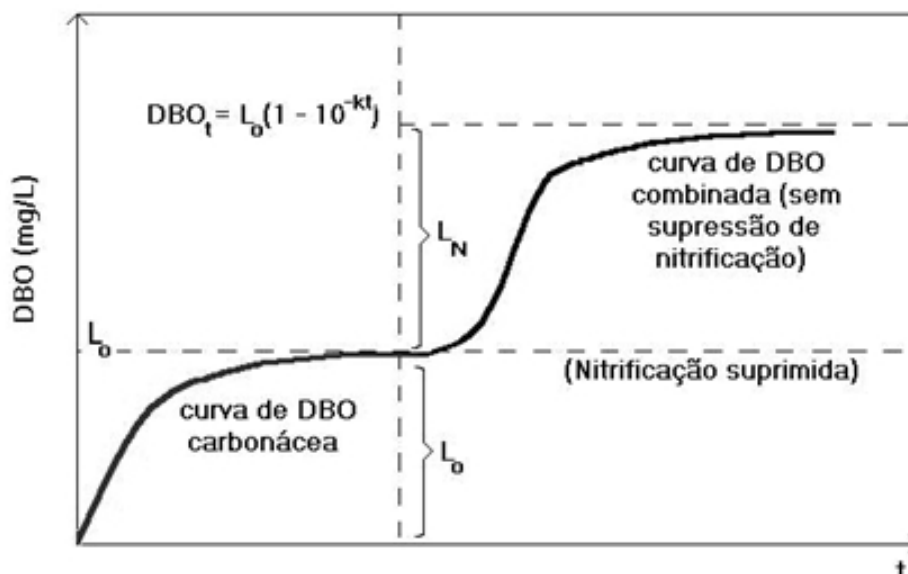
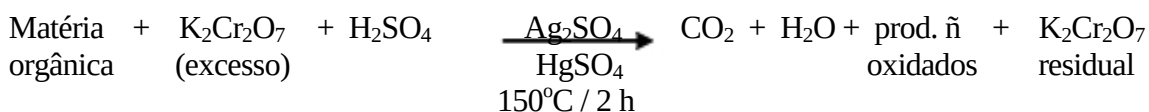


Fig. I.1. Curvas de DBO carbonácea e DBO total (DBO carbonácea mais nitrogenada).

I.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

É a quantidade de oxigênio requerida para oxidar a fração orgânica de uma amostra, susceptível à oxidação por um oxidante químico forte em meio ácido, sendo expressa em $\text{mg O}_2/\text{L}$.



A matéria orgânica presente na amostra é destruída por uma mistura dos ácidos crômico e sulfúrico em ebulição, sob refluxo por um período de 2 horas. A quantidade de matéria orgânica oxidável, medida sob a forma de oxigênio equivalente, é proporcional ao dicromato consumido. A quantificação do dicromato reagido, equivalente à matéria orgânica, pode ser feita por titulação do dicromato excedente com sulfato ferroso amoniacal, usando ferroína como indicador (método padrão convencional) ou por determinação espectrofotométrica do Cr^{3+} gerado na redução do $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, através da leitura da Abs a 600nm e cálculo da DQO através de curva de calibração obtida aplicando-se o mesmo procedimento a soluções padrão de biftalato de potássio.

A proporção de matéria orgânica oxidada depende do oxidante, da estrutura dos compostos orgânicos presentes na amostra e da manipulação dos reagentes e equipamentos. A maioria dos compostos orgânicos é oxidada a 95-100% do valor teórico. Compostos orgânicos de baixo PM e ácidos graxos só são oxidados em presença do catalisador Ag_2SO_4 ; hidrocarbonetos aromáticos e piridina não são oxidados; enquanto compostos voláteis são oxidados somente na extensão em que permanecem em contato com o reagente.

A demanda de oxigênio medida nesse ensaio pode ser exercida por substâncias biodegradáveis ou não. E devido à facilidade de determinação, a DQO passou a ser um parâmetro muito difundido tanto para a caracterização de efluentes como para o monitoramento de estações de tratamento.

Como muitos compostos orgânicos que são oxidados pelo dicromato não são bioquimicamente oxidáveis e certos íons inorgânicos como S^{2-} , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, SO_3^{2-} , NO_2^- e Fe^{2+} são oxidados pelo dicromato, contribuindo para uma DQO inorgânica, que não é detectada pelo teste de DBO, o valor da DQO é maior que o da DBO. Para um efluente que contem apenas poluentes biodegradáveis, a DQO e a DBO_U devem apresentar valores muito próximos. No caso do efluente apresentar um alto teor de poluentes não biodegradáveis, a diferença entre DQO e DBO_U se acentua. Como a DBO_5 é uma subestimativa da DBO, o valor de DQO de um efluente é, em geral, bem maior que o valor de sua DBO_5 .

A razão DQO/ DBO_5 fornece indicações sobre a biodegradabilidade de um efluente. Valores na faixa de 1,5 a 2,5 sugerem que os poluentes presentes no efluente são majoritariamente biodegradáveis. Valores superiores a 5 sugerem que a presença de poluentes não biodegradáveis é bastante acentuada e processos físico-químicos devem ser considerados no tratamento do efluente.

I.3. Carbono Orgânico Total (COT)

Como o elemento químico carbono faz parte das estruturas moleculares das substâncias orgânicas, o teor de carbono é um indicador da presença de matéria orgânica num efluente. O teste empregado na determinação do COT baseia-se na oxidação do carbono da matéria orgânica a CO_2 e H_2O e determinação do CO_2 por método instrumental - o analisador COT (TOC analyser). No analisador o CO_2 formado é arrastado por corrente de ar sintético e quantificado através de um detector de infravermelho.

Nesse equipamento é possível determinar o CT (carbono total) e o CI (carbono inorgânico). No primeiro caso, emprega-se condições mais severas de oxidação, a presença de catalisador e ácido à temperatura elevada garantem que toda a matéria orgânica seja oxidada a CO_2 . Enquanto no último, emprega-se condições mais brandas de oxidação, e o ácido forte à baixa temperatura permite somente a oxidação do C inorgânico (CO_3^{2-} , HCO_3^- , CO_2 dissolvido). Por diferença (CT - CI) se obtém o teor de carbono orgânico total (COT), expresso em mg C/L. A razão entre os valores de DQO e COT (embora expressem grandezas distintas) para muitos efluentes situa-se na faixa de 2 a 7. A Tabela I.1 a seguir apresenta uma comparação entre os métodos de determinação de DBO, DQO e COT.

Tabela I.1 - Comparação entre os indicadores globais para matéria orgânica.

Parâmetro	Vantagens	Desvantagens
DQO	- tempo de análise curto (3 h) - materiais tóxicos não afetam o oxidante - bom indicador de poluição orgânica em efl. contendo metais pesados e cianetos - correlaciona-se com DBO de efl. com composição constante	- interferência de íons cloreto (contornada c/ adição de HgSO_4) - alguns comp. orgânicos não são oxidados (piridina, benzeno, amônia) - erro: 5-10%
DBO	- informa real potencial poluidor do efluente em termos de matéria orgânica - método que mais se aproxima do ambiente natural qdo semente apropriada é usada	- materiais tóxicos matam os m-orgs. - diluição compatível e inóculo pequeno e adaptado - tempo de análise longo (5 d no teste padrão) - interferência de algas (c/ luz liberam O_2 no meio e sem luz liberam subst. que não estavam presentes no meio) - necessidade de controle de pH e temperatura
COT	- tempo de análise curto (alguns minutos) - pode-se estabelecer relações entre DQO e COT	- não informa real potencial poluidor do efluente - equipamento de alto custo (analisador COT) - necessidade de remoção de material particulado e cloretos - interferência de NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-} - remoção de CI (métodos químicos) pode remover Carbono Orgânico volátil

I.4. Óleos e graxas (O&G)

O teor de óleos e graxas é um indicador global representativo de um grupo de substâncias com características físicas semelhantes determinadas quantitativamente com base em sua solubilidade comum em um solvente de extração orgânico. O termo “Óleos & Graxas” é definido como qualquer material recuperado como uma substância solúvel no solvente. Isso inclui compostos de enxofre, certos corantes orgânicos e clorofila. Os solventes usados são éter de petróleo, n-hexano, e triclorotrifluoretano.

I.5. Sólidos

Define-se o parâmetro Sólidos totais como sendo o resíduo que permanece após evaporação da amostra (bem homogeneizada) e secagem a uma temperatura definida ($103-105^\circ\text{C}$).

Sólidos filtráveis ou dissolvidos são a porção dos sólidos que passa através de um filtro de 2,0 µm (ou menos) sob condições específicas (medida realizada com o filtrado da amostra).

•

Enquanto Sólidos não filtráveis ou em suspensão referem-se ao resíduo retido após a filtração. Também denominados de resíduos não filtráveis totais (RNFT) ou matéria em suspensão, são utilizados na quantificação de biomassa em processos biológicos de tratamento. Determinados através de filtração (ou centrifugação) de um volume conhecido da amostra em filtro de fibra de vidro, de porosidade média de 1,2 µm. O resíduo sólido retido é transferido para cápsula ou cadinho tarado (P_0), seco a 103-105°C até massa constante (mudança de peso < 4% do peso anterior ou 0,5 mg) e sua massa é registrada (P_1).

$$SST = \frac{(P_1 - P_0) \text{ (mg)}}{\text{Volume de amostra (L)}}$$

Os sólidos (totais, dissolvidos e em suspensão) são divididos em duas categorias, em função da metodologia analítica empregada para sua determinação. Os sólidos voláteis estão associados ao material particulado de origem orgânica que volatiliza quando calcinado a 500-550°C por 30 minutos. Os sólidos fixos estão associados ao material particulado inorgânico (resíduo da calcinação, designado por P_2).

$$SSV = \frac{(P_1 - P_2) \text{ (mg)}}{\text{Volume de amostra (L)}} \quad \text{perda de peso sob ignição}$$

$$SSF = \frac{(P_2 - P_0) \text{ (mg)}}{\text{Volume de amostra (L)}} \quad SSF = SST - SSV$$

Sólidos Sedimentáveis são determinados para controlar o assoreamento dos corpos hídricos. Consiste no material em suspensão que sedimenta após um tempo definido. O teste é conduzido em proveta de 1L ou cone de Imhoff, onde se quantifica o volume de sólidos depositados em uma amostra de 1L após 1 h, sendo o resultado expresso em mL/L.

O quadro a seguir representa os diferentes tipos de sólidos que podem ser quantificados em uma amostra de efluente.

Classificação dos Sólidos Totais



I.6. Toxicidade

Análises físico-químicas podem quantificar e qualificar substâncias presentes nos efluentes, mas nada dizem sobre seus efeitos biológicos, que podem ser diferentes quando presentes em misturas. Ensaios de toxicidade determinam o potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, nos quais os efeitos destes poluentes são mensurados através da resposta de organismos vivos. Os efeitos tóxicos causados nos organismos-teste podem ser observados através de parâmetros como: morte, falta de locomoção, diminuição da emissão de luz, diminuição da capacidade reprodutiva, etc. Existem dois tipos de toxicidade que podem ser avaliadas:

Toxicidade aguda: quantidade do composto tóxico ou mistura de substâncias que provoca inibição em 50% dos organismos testados. Pode ser representada por várias siglas, como DL_{50} (dose letal), CENO (concentração de efeito não observado), CL_{50} (concentração letal) e CE_{50} (concentração efetiva). Os efeitos agudos são observados em até 96 h.

Toxicidade crônica: informações a respeito da toxicidade cumulativa de um agente tóxico. Os efeitos são subletais e permitem a sobrevivência do organismo, afetando suas funções biológicas. Os organismos são expostos durante pelo menos a metade de um estágio de vida. Resultam na determinação da Máxima Concentração Admissível do Tóxico (MCAT) e na determinação da CENO crônica. Efluentes, mesmo tratados, lançados continuamente num corpo receptor, podem provocar efeitos crônicos, visto que os organismos aquáticos são expostos a baixas concentrações de determinados poluentes por longos períodos de tempo.

Os bioindicadores mais usados são bactérias, algas, crustáceos, bivalves, peixes e plantas aquáticas. No Brasil a ABNT tem várias normas relativas a esses testes (NBR 12713 a 12716, NBR 12648, NBR 13373). A CETESB (SP) também estabeleceu normas sobre toxicidade (L5.018 a 022, L5.227, L5.228), o mesmo ocorrendo com a Feema (RJ) (MF 451 a 459).

A NT-213.R-4 (Feema) estabelece como limite o valor 8 Unidades de toxicidade (UT), para toxicidade aguda com peixes *Brachydanio rerio*, sendo:

$$UT = 100 / CENO (\%)$$

Esta Norma não é aplicável a efluentes líquidos com salinidade superior a 5 ‰ lançados em corpos d'água salobros ou salinos. Nesses casos os limites serão estabelecidos pela FEEMA, utilizando testes com organismos de água salgada.

Como os valores de CL_{50} , CE_{50} ou CENO são tanto menores quanto maior a toxicidade, para o cálculo da carga tóxica (calculada multiplicando-se UT pela vazão do efluente) os resultados dos testes devem ser transformados em unidades tóxicas (UT) aguda (U_{ta}) ou crônica (U_{tc}).

Organismos-teste mais utilizados em ensaios de toxicidade

Organismo	Ensaio	Resposta
Peixe <i>Brachydanio rerio</i>	Toxicidade aguda - água doce (CL_{50})	Morte de indivíduos jovens após 48 a 96 h
Microcrustáceos <i>Daphnia magna</i> , <i>D. similis</i>	Toxicidade aguda - água doce (CE_{50})	Imobilização de indivíduos jovens (de 6 a 24 h de idade) após 24 a 48 h.
Microcrustáceo <i>Artemia salina</i>	Toxicidade aguda - água salgada (CL_{50})	Morte após exposição dos organismos (com 24 h de vida após eclosão dos ovos) por um período de 24 h
Bactérias <i>Photobacterium phosphoreum</i> , <i>Vibrio fischeri</i> (Microtox)	Toxicidade aguda - água salgada (CE_{50})	Redução da bioluminescência após 15 min.

Além dos organismos teste mencionados, também podem ser utilizadas enzimas, pois os compostos tóxicos afetam a atividade enzimática e o grau de inibição dessa atividade pode ser quantificado em ensaios *in vitro*, permitindo estimar a toxicidade causada pelos compostos presentes no efluente. As enzimas mais utilizadas são: desidrogenases, ATPases, esterases, fosfatases, ureases e luciferases, entre outras. Os testes com enzimas são rápidos e de custo relativamente baixo, mas sua aceitação e padronização por instituições e agências ainda estão em andamento.

Capítulo II - Amostragem de efluentes industriais (MF 402.R1, Feema)

A amostragem dos efluentes deve refletir fielmente todas as características de interesse. É necessário definir locais, forma, frequência e período de amostragem. As coletas devem ser feitas a alguns centímetros abaixo do nível d'água, em locais com turbulência (para uma

boa mistura), evitando-se locais a montante de vertedouros, no centro dos canais (ponto de maior velocidade de escoamento) e em condutos no recalque ou saída da tubulação.

Os efluentes podem ser caracterizados quanto à:

- Concentração: através de ensaios padronizados de laboratório
- Carga: para tal é necessário se medir também a vazão do efluente

Dispositivos de medição de vazão

Existem dispositivos simples: para pequenas vazões, como por exemplo, a cubagem. Anota-se o tempo que a água leva para encher um recipiente de volume conhecido. Como a vazão é o volume em função do tempo, é só dividir o volume do recipiente pelo tempo que se levou para enchê-lo ($Q = V/t$). Se não se conhece o volume do recipiente, faz-se uma marca no recipiente, anota-se o tempo e depois vai-se aferir o volume em outro local.

Existem locais de difícil acesso, sendo praticamente impossível instalar um dispositivo para se medir a vazão. Existem ainda casos em que os custos elevados para se instalar um vertedor só para se coletar uma amostra não compensam. Nestes casos, pode-se adotar o seguinte procedimento: fecha-se a entrada do reservatório, mede-se a altura (h) e o tempo (T) que leva para se ter um desnível (Δh). Isto deve ser feito sem que se prejudique o processo de fabricação. Neste caso, deve-se ter conhecimento do processo de fabricação para saber a quantidade de água que se incorporou ao produto (por exemplo, refrigerante), e as águas que são evaporadas.

$$Q = (\Delta h \cdot A) / t$$

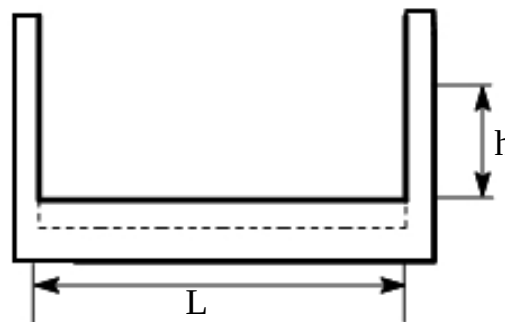


Em indústrias modernas há hidrômetros em cada seção para se controlar o consumo de cada seção da indústria ou etapa do processo. Aproveitam-se as medições parciais obtidas por estes hidrômetros em cada ramal ou seção para se chegar à vazão total.

Para cada faixa de vazão deve-se adotar um tipo de vertedor, com o seu formato e equação específica. O vertedor retangular sem restrição ou contração se aplica a vazões acima de $20 \text{ m}^3/\text{h}$ (usado para grandes vazões).

$$Q = 1,838 L h^{3/2} \text{ m}^3/\text{s}$$

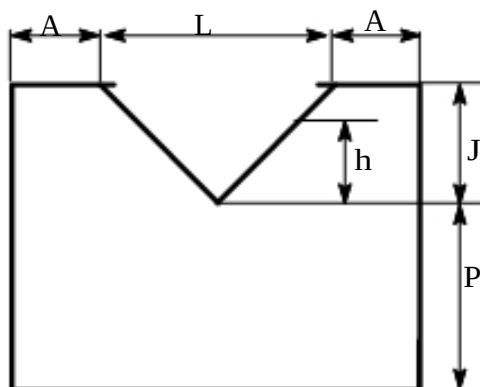
L e h (m)



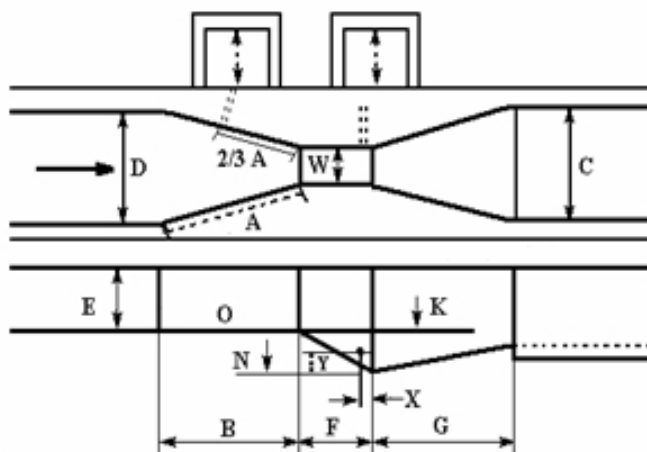
O vertedor triangular de Thompson é usado para vazões mais baixas, menores que 50 m³/h).

$$Q = 1,4 \cdot h^{5/2} \quad \text{m}^3/\text{s}$$

h (m)



Já a Calha Parshall tem padrões pré estabelecidos e deve ser adquirida, sendo indicada para vazões acima de 50 m³/h.



Fórmula da calha Parshall: $Q = K \cdot H^N$

onde:

Q = vazão (m³/s)

H = altura de água (m)

Valores de K e N:

Largura Nominal	N	K	Capacidade (L/s)	
			Mín.	Máx..
3"	1,547	0,176	0,85	53,8
6"	1,580	0,381	1,52	110,4
9"	1,530	0,535	2,55	251,9
1'	1,522	0,690	3,11	455,6
1/2'	1,538	1,054	4,25	696,2
2'	1,550	1,426	11,89	936,7

As amostras podem ser:

Instantâneas: refletem as condições dos efluentes no momento da coleta. É obrigatória para efluentes gerados em regime de batelada, e para a determinação de poluentes instáveis que devem ser analisados imediatamente como gases dissolvidos, temperatura, sulfetos, pH e óleos e graxas. Podendo também ser utilizada para efluentes com características constantes, efluentes de estações de tratamento e para se determinar se a amostra composta interfere em condições extremas de um efluente.

Compostas: combinação de amostras instantâneas, tomadas em determinado período e em volumes proporcionais à vazão. Neste caso, amostras são coletadas num espaço de tempo superior a 1 h e inferior a 24 horas. Para atividades que tenham paralisação, a primeira porção de amostra deve ser coletada após o reinício normal do lançamento dos efluentes. Para regime de bateladas, o número de alíquotas é igual ao número de bateladas realizadas no dia, e para efluentes contínuos o número de alíquotas é função do tempo de amostragem.

Uma vez coletadas, as amostras devem ser transferidas para recipientes de vidro ou polietileno e transportadas para o laboratório analítico, podendo ser estocadas a frio por um tempo relativamente curto, dependendo do parâmetro a ser analisado. Quando o laboratório está distante do ponto de coleta e/ou não se pode realizar as análises de imediato, pode-se preservar as amostras para que estas tenham suas características alteradas o mínimo possível. Os métodos de preservação mais utilizados são: congelamento (recomendado para a maior parte dos parâmetros de composição química); refrigeração (usado na preservação de amostras microbiológicas e algumas determinações químicas e biológicas) e a adição de agentes químicos (método que oferece o maior grau de estabilização da amostra e por maior espaço de tempo).

As amostras devem ser analisadas por laboratórios credenciados junto ao órgão ambiental competente. Em geral, os laboratórios seguem metodologias recomendadas pelos próprios órgãos ambientais que, em muitos casos, seguem normas americanas e européias. O Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, editado por entidades americanas (AWWA, APHA, WEF) é uma boa referência para a determinação correta de poluentes e a caracterização de efluentes.

Capítulo III - Legislação

O lançamento de efluentes nos corpos receptores é regido por padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelos seguintes órgãos:

- Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) - Res. no. 357 (março/2005)
- Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente (Feema), incorporada ao Instituto Estadual do Ambiente (INEA) desde 2009 - NT-202.R-10 - Critérios e padrões de lançamento de efluentes líquidos (dezembro/1986)
- Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente (Feema) - DZ-205.R-6 - Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial (outubro/2007).

- Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente (Feema) - DZ-215.R-4 - Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária (outubro/2007).

Até 2004, a Resolução Conama nº. 20 de 1986 era quem determinava os padrões de lançamento (concentrações máximas permitidas) para uma ampla relação de poluentes. No entanto, a não utilização de critérios baseados na carga de poluente (massa lançada por unidade de tempo) e a não inclusão nesta resolução de parâmetros importantes como a DQO e a toxicidade eram objetos de crítica.

Na atual Resolução Conama nº.357 de 2005, houve poucas mudanças no tocante ao lançamento de efluentes, havendo melhor abordagem da questão relativa à toxicidade, cujo controle foi delegado aos órgãos ambientais estaduais. No entanto, não foi introduzida a questão da carga dos poluentes e não se faz menção aos parâmetros globais DQO e DBO. Cabe ainda aos órgãos ambientais estaduais estabelecer normas e diretrizes para regulamentar estes parâmetros.

Capítulo IV - Tratamento de efluentes industriais

Dois enfoques, bastante difundidos, podem ser adotados no tratamento de efluentes industriais:

- End of pipe - consiste em considerar que o efluente é o que é e deve-se buscar técnicas de tratamento que permitam atender aos padrões de descarte em vigor.
- In-plant design - considera que o efluente é o resultado de uma série de procedimentos industriais, que podem ser analisados, revistos e otimizados. Assim, antes de se considerar as técnicas de tratamento procura-se estudar o processo industrial, as fontes de poluentes, o consumo de água e a composição das correntes. Uma vez definidas e implantadas as recomendações resultantes desse estudo, um novo efluente será gerado e, certamente, o custo de seu tratamento será reduzido.

Embora o conceito de in-plant design tenha sido aplicado com sucesso em inúmeras situações, como evidenciado na literatura, ele ainda não recebeu a devida acolhida por parte da maioria das empresas. No entanto, as empresas começam a adotar a análise dos processos produtivos e a realização de mudanças e ajustes para maximizar a eficiência e minimizar a geração de resíduos, gerar economias de energia, água, matérias-primas e no próprio controle de poluentes e tratamento de resíduos. Ações com esta ótica têm sido apoiadas, até com linhas de crédito, por alguns governos.

No caso do tratamento de efluentes sempre cabe a pergunta: O que remover? A resposta pode ser do grosso ao fino, tal como apresentado a seguir:

- Sólidos grosseiros em suspensão
- Sólidos em suspensão sedimentáveis ou não
- Óleos e graxas
- Metais pesados
- Matéria orgânica solúvel biodegradável (DBO)
- Nitrogênio amoniacal (DBO nitrogenada)
- Nitrato e nitrito

- Fósforo
- Matéria orgânica não biodegradável (DQO residual)
- Toxicidade

Para se conseguir boas eficiências de remoção de cada um desses parâmetros, as técnicas de tratamento são divididas em graus ou níveis: pré-tratamento ou tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário.

IV.1. Tratamento preliminar

O tratamento preliminar tem como objetivo principal a redução de sólidos grosseiros em suspensão. Não há praticamente remoção de DBO_5 (5-25%), pois consiste na preparação do efluente (condicionamento) para o tratamento posterior, evitando obstruções e danos em equipamentos eletromecânicos da planta de tratamento. As seguintes técnicas são empregadas nesta fase de tratamento:

- gradeamento
- peneiramento
- desarenação
- neutralização
- equalização

IV.1.1. Gradeamento

O gradeamento objetiva a remoção de sólidos bastante grosseiros, com diâmetro superior a 10 mm, como materiais plásticos e de papelões constituintes de embalagens, pedaços de madeira e metal, etc. Os dispositivos de remoção de sólidos grosseiros (grades) são constituídos de barras de ferro ou aço paralelas, posicionadas transversalmente no canal de chegada dos efluentes na estação de tratamento, perpendiculares ou inclinadas, dependendo do dispositivo de remoção do material retido. As grades devem permitir o escoamento dos efluentes sem produzir grandes perdas de carga (Fig. IV.1).

As grades podem ser classificadas de acordo com o espaçamento entre as barras: grades grossas têm espaçamento entre as barras de 5 - 15 cm; grades médias, de 2 - 5 cm; e grades finas, de 1cm ou menos.

As grades com dispositivo de remoção mecanizada de material retido são implantadas com inclinações que variam de 70 a 90°, enquanto que as de remoção manual possuem inclinações variando geralmente na faixa de 45 a 60° (ângulo formado pela grade e o fundo do canal a jusante).

Nas estações de grande porte, as grades devem posuir dispositivo mecanizado de remoção do material retido, que é constituído de um rastelo mecânico tipo pente cujos dentes se entropõem nos espaços entre as barras da grade. O rastelo é acionado por um sistema de correntes, sendo que a remoção se dá no sentido ascendente e na parte superior o material é

depositado sobre esteira rolante que o descarrega em caçamba. Nas grades manuais, o operador remove o material retido através de ancinho, quando a seção obstruída atinge cerca de 50% do total. O material removido é depositado em tambores ou caçambas possuindo orifícios no fundo para o escoamento da água. O material retido pode sofrer processo de lavagem, secagem e adição de substâncias químicas antes do envio a aterros sanitários ou incineradores.

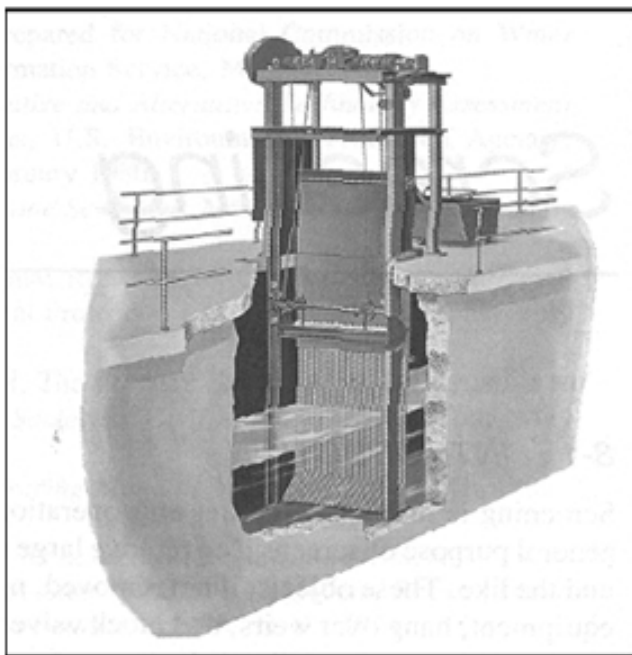


Fig. IV.1 - Grade com limpeza mecânica.

Dimensionamento das Grades

As grades são projetadas para que ocorra uma velocidade de passagem entre 0,6 e 1,0 m/s, tomando-se por referência a velocidade máxima horária do efluente. A obstrução máxima admitida é de 50% da área da grade, devendo-se adotar como perdas de carga mínimas os valores de 0,15 m para grades de limpeza manual e 0,10 m para grades de limpeza mecanizada. Para o cálculo da perda de carga nas grades, pode-se utilizar a fórmula de Metcalf & Eddy:

$$\Delta H = 1,43 \cdot (v^2 - v_{o2}) / 2g ,$$

onde v é a velocidade de passagem pela grade e v_o é a velocidade de aproximação. A

relação entre a área da seção transversal do canal e a área útil da grade é dada por: $S =$

$$A_u \cdot (a + t) / a ,$$

onde:

S = área da seção transversal do canal, até o nível de água, $A_u =$

área útil da grade,

a = espaçamento entre as barras e

t = espessura das barras.

A relação $a / (a + t)$ é chamada de eficiência (E) da grade e representa a fração de espaços vazios em relação à área total. Fixando-se a velocidade de passagem, pode-se determinar a área útil da grade através da equação:

$$A_u = Q_{\text{máx}} / v.$$

Obtendo-se a área útil, pode-se calcular a área da seção transversal do canal (S). Escolhendo-se a espessura e o espaçamento entre as barras, determina-se a eficiência E e $S = A_u / E$. Obtendo-se a área da seção transversal, a largura do canal da grade pode ser determinada através do conhecimento da lâmina líquida decorrente do posicionamento da calha Parshall a jusante.

Para a observação de detalhes a respeito do projeto e construção dos sistemas de gradeamento, recomenda-se consultar a NB - 569 e a NB - 570 da ABNT.

Além das grades anteriormente descritas, as grades de barras curvas, as peneiras estáticas e as peneiras rotativas podem também ser usadas para a remoção de sólidos grosseiros dos efluentes. A seguir são feitos alguns comentários sobre as peneiras.

IV.1.2. Peneiramento

Peneiras revestidas com uma tela fina retêm sólidos grosseiros e suspensos mais finos (com diâmetros superiores a 1 mm) como cascas, penas, fios, fibras, etc. previamente ao tratamento biológico para reduzir entupimentos ou a carga orgânica dos efluentes. As peneiras estáticas são bastante utilizadas no pré-condicionamento de efluentes antes do lançamento em emissários submarinos e também no tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos, dentre outras aplicações. As peneiras rotativas também são bastante utilizadas no tratamento de efluentes líquidos industriais. O material depositado é removido por jatos de água, sendo o entupimento e a necessidade de limpeza frequente inconvenientes desses sistemas (Fig. IV.2).

As peneiras mais utilizadas têm malhas com barras triangulares com espaçamento variando entre 0,5 a 2 mm, podendo a limpeza ser mecanizada (jatos de água ou escovas) ou manual. No caso de serem utilizadas peneiras em efluentes gordurosos ou com a presença de óleos minerais deve-se utilizar as peneiras com limpeza mecanizada por escovas.

A utilização de peneiras é imprescindível em tratamentos de efluentes de indústrias de refrigerantes, têxtil, pescado, abatedouros e frigoríficos, curtumes, cervejarias, sucos de frutas e outras indústrias de alimentos. As peneiras devem ser aplicadas também em outros efluentes que apresentem materiais grosseiros, tais como: fiapos; plásticos; resíduos de alimentos, etc.

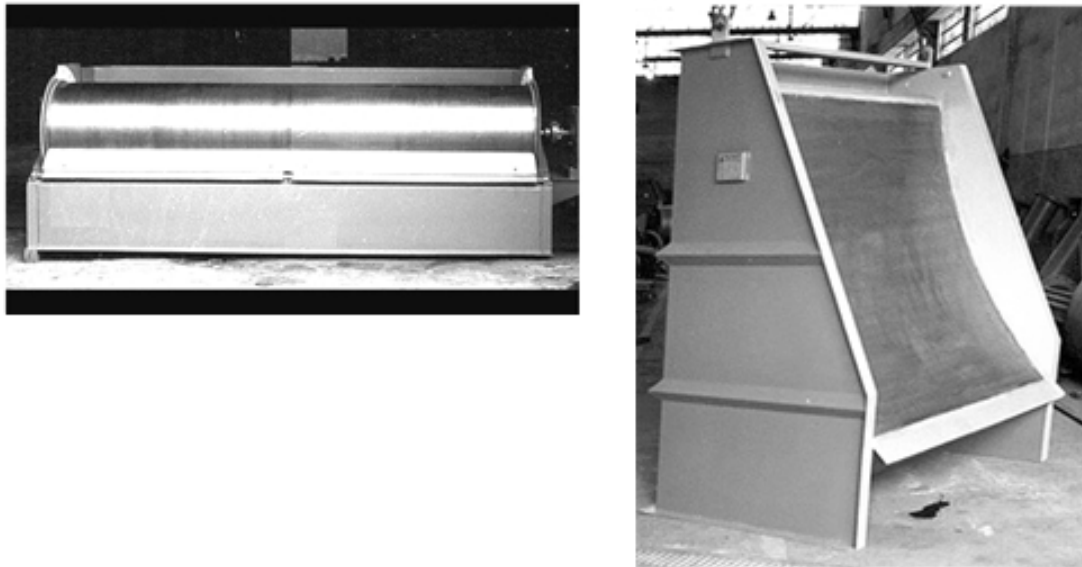


Fig. IV.2 - Peneiras rotatória (à esquerda) e estática (à direita).

IV.1.3. Desarenação (caixas de retenção de areia)

A "areia" que infiltra no sistema de esgotos sanitários e alguns efluentes industriais pode danificar equipamentos eletromecânicos. Esta "areia" é constituída de partículas de areia (e outros materiais abrasivos como carvão, terra diatomácea, pó de pedra e similares) com diâmetro de 0,2 a 0,4 mm e massa específica de $2,54 \text{ g/cm}^3$. Estas partículas sedimentam-se individualmente nas caixas, por ação da gravidade, com velocidade média de 2 cm/s.

O uso dos desarenadores protege as bombas contra abrasão; evita entupimento e obstáculos em dutos e válvulas, a formação de depósitos de materiais inertes nos decantadores, tanques de aeração, etc.

De acordo com a NB-570, nas caixas de areia de sistemas com remoção manual devem ser projetados dois canais desarenadores paralelos, utilizando-se um deles enquanto que o outro sofre remoção de areia (Fig. IV.3). Na remoção mecanizada utilizam-se bandejas de aço removidas por talha e carretilha, raspadores, sistemas de air lift, parafusos sem fim, bombas, etc. A "areia" retida deve ser encaminhada para aterro ou ser lavada para outras finalidades.

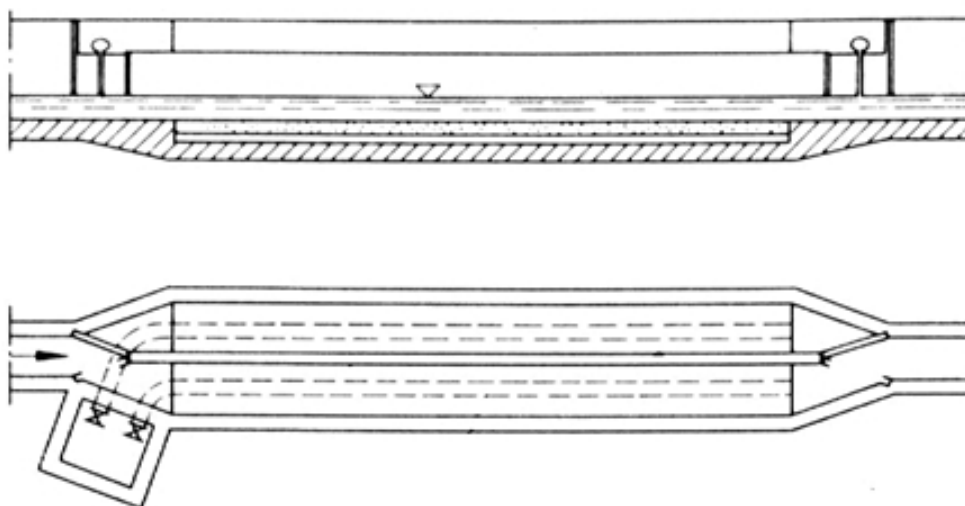


Fig. IV.3 - Desarenadores na forma de canais.

As caixas de areia são projetadas para uma velocidade média dos efluentes de 0,30 m/s e tempos de retenção hidráulica da ordem de 1 minuto. A velocidade é mantida aproximadamente constante, apesar das variações de vazão, através da instalação de uma calha Parshall a jusante. Velocidades baixas, notadamente as inferiores a 0,15 m/s, provocam depósito de matéria orgânica na caixa, indicado pelo aumento da relação SSV/SST do material retido e pela exalação de maus odores devido à decomposição. Velocidades superiores a 0,40 m/s provocam arraste de areia e redução da quantidade retida.

Algumas caixas de areia são tanques longos de seção retangular ao longo dos quais injeta-se ar difuso de um dos lados (Fig. IV.4). O ar injetado faz com que a água tome um movimento helicoidal (movimento em parafuso) que permite a sedimentação das partículas de areia e ao mesmo tempo evita-se a exalação de maus odores. A velocidade do efluente é controlada pela taxa de injeção de ar, geralmente de 0,15 - 0,45 m³/min de ar por metro de comprimento do tanque, enquanto o tempo de retenção hidráulica é de cerca de 3 minutos na vazão máxima.

Perturbações na operação podem ocorrer devido à elevada concentração de matéria orgânica no efluente. Neste caso, recomenda-se uma menor velocidade ou maior retenção hidráulica do efluente e aeração pode ajudar na eliminação de odores. O arraste de areia, que ocorre em função de problemas de dimensionamento, pode ser evitado reduzindo-se a vazão ou aumentando-se a frequência de limpeza.

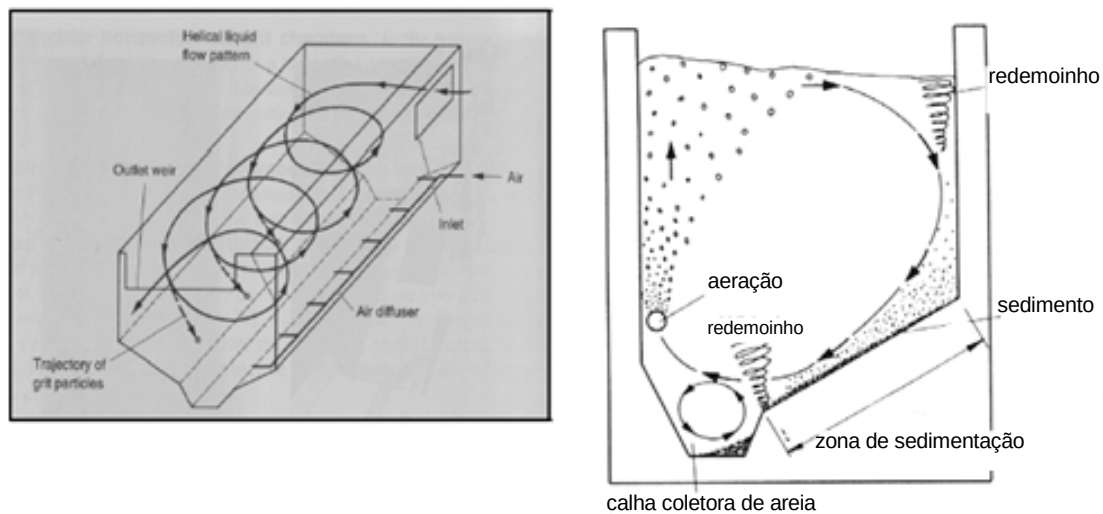


Fig. IV.4 - Desarenadores com injeção de ar (aerados).

O desempenho pode ser avaliado pela razão V_A/V_E e pelo percentual de sólidos voláteis e umidade no material retido.

a) $V_A/V_E = 2$ a 4 m^3 de areia/ 100.000 m^3 de esgoto tratado

V_A = volume de areia removido

V_E = volume do efluente tratado

Q = vazão média do efluente

T = período do tratamento

Se $V_A/V_E > 15/100.000$ existem infiltrações na rede de esgoto e se $V_A/V_E < 1/100.000$, falhas no processo de tratamento.

b) $\% \text{ SV} = \text{SV}/\text{ST} \times 100$

SV = sólidos voláteis existentes na areia

ST = sólidos totais existentes na amostra retirada da caixa de areia

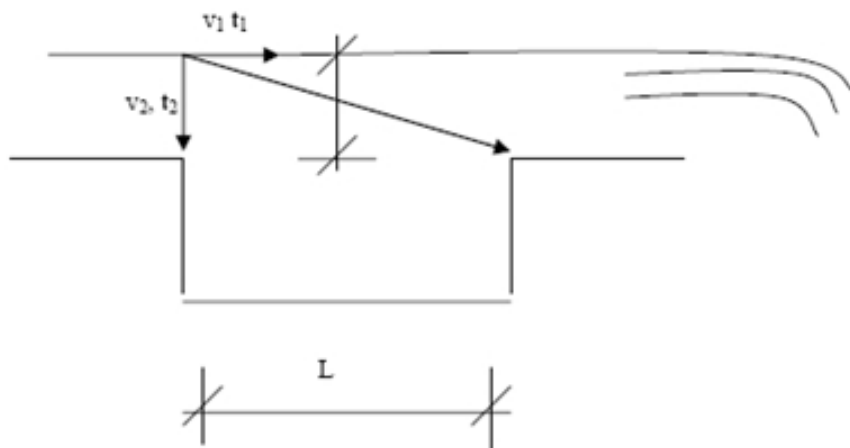
$\% \text{ SV}$ tolerável até 30%. Valores mais altos indicam problemas de projeto, recomenda-se reduzir a vazão.

c) Umidade normal = 20-30%.

Dimensionamento de caixas de areia

O comprimento (L) da caixa de areia é determinado considerando-se a velocidade dos efluentes de $0,30 \text{ m/s}$ e a velocidade de sedimentação da areia de 2 cm/s .

Para que a partícula que passe sobre a caixa na linha de corrente mais alta atinja a câmara de estocagem de areia, é preciso que percorra H na vertical enquanto percorre L na horizontal.



$$v_1 = \frac{L}{t_1} \quad x \quad v_2 = \frac{H}{t_2}$$

$$t_1 = t_2 \Rightarrow \frac{L}{v_1} = \frac{H}{v_2} \Rightarrow v_1 \cdot H = v_2 \cdot L$$

$$\text{para } v_1 = 0,3 \text{ m/s e } v_2 = 0,02 \text{ m/s} \Rightarrow L = 15 \cdot H$$

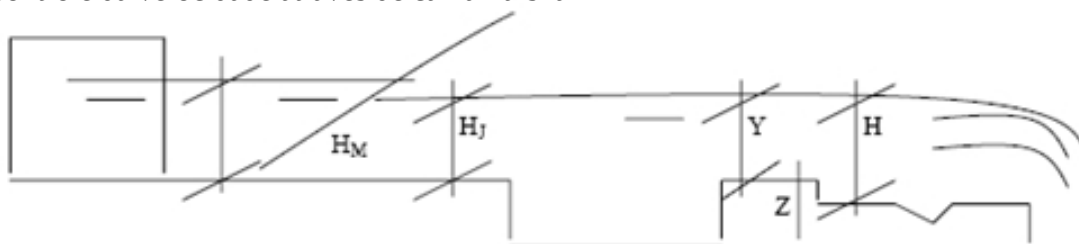
Costuma-se introduzir um coeficiente de segurança de 1,5 devido ao efeito de turbulência e considerar-se $L = 22,5 \cdot H$ ou $L = 25 \cdot H$. A NB-570 recomenda que a taxa de escoamento superficial com base na vazão máxima resulte na faixa de (700 a 1300) $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$.

Largura da caixa de areia:

$$Q = S \cdot V_1 = b \cdot h \cdot V_1$$

$$b = Q / (V_1 \cdot h)$$

Controle da velocidade através de calha Parshall



Para se manter a mesma velocidade na caixa de areia tipo canal, a velocidade constante é controlada por calha Parshall, para $Q_{\min}$ e $Q_{\max}$, tem-se:

$$\frac{Q_{\min}}{Q_{\max}} = \frac{H_{\min} - Z}{H_{\max} - Z}$$

Fórmula da calha Parshall: $Q = K.H^N$

onde:

Q = vazão (m^3/s)

H = altura de água (m)

Valores de K e N :

Largura Nominal	N	K	Capacidade (L/s)	
			Mín.	Máx.
3"	1,547	0,176	0,85	53,8
6"	1,580	0,381	1,52	110,4
9"	1,530	0,535	2,55	251,9
1'	1,522	0,690	3,11	455,6
1/2'	1,538	1,054	4,25	696,2
2'	1,550	1,426	11,89	936,7

IV.1.4. Equalização e neutralização

A neutralização é uma etapa necessária para o ajuste de pH para o tratamento secundário ($pH \cong 7,0$) ou para o descarte ($pH = 5 - 9$). Enquanto a equalização homogeniza o efluente com características físico-químicas (variações de pH ou concentração de matéria orgânica - DQO) e vazões muito variáveis a fim de evitar choques de carga nas unidades posteriores de tratamento, principalmente nas unidades de tratamento biológico. Na verdade, não se trata de um processo de tratamento, e sim de uma técnica que pode ser utilizada para melhorar a eficiência dos tratamentos secundário e terciário.

A equalização consiste de um tanque provido de aeração e agitação para se evitar odores (aerobiose) e deposição de sólidos. O uso de um tanque de equalização pode melhorar a performance de uma planta já existente e até aumentar a sua capacidade útil. Em plantas novas, o uso da equalização pode reduzir o tamanho e o custo de uma unidade de tratamento. Os sistemas de equalização podem ser localizados à montante: da descarga do despejo no corpo receptor; do sistema de coleta dos esgotos e do tratamento químico ou biológico.

Dimensionamento de Tanques de Equalização

O volume do tanque de equalização pode ser determinado através de um diagrama de volume de alimentação acumulado x tempo (Fig. IV.5). A vazão média diária também é plotada (linha reta da origem ao ponto final do diagrama).

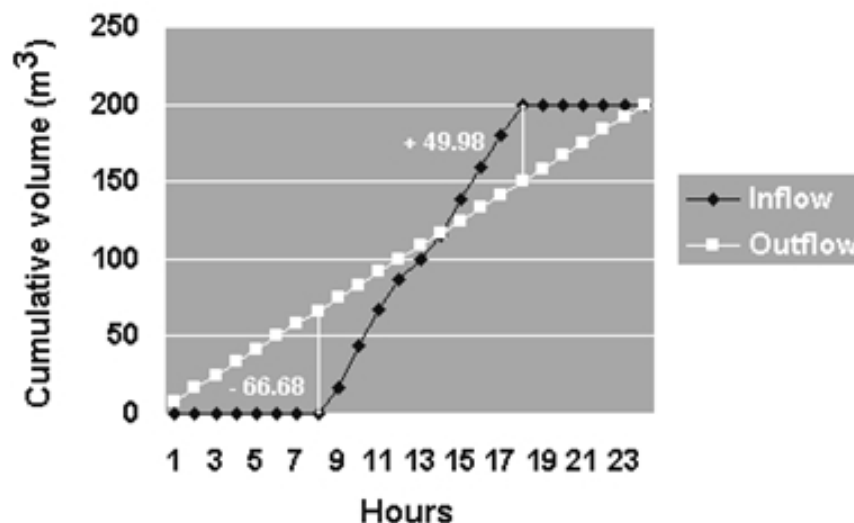


Fig. IV.5 - Diagrama de volume acumulado ao longo do tempo.

Do exemplo acima, as maiores diferenças entre os volumes de entrada e saída acumulados são 66,68 e 49,98 m³. O volume do tanque de equalização será: $V = 66,68 + 49,98 = 116,66 \text{ m}^3$. Considerando uma margem de segurança de 25%: $V = 116,66 \cdot (1,25) = 145,82$ ou 146 m³. Na prática, o volume do tanque de equalização será maior que o valor teórico calculado em função da aeração e mistura contínuas não permitirem a completa retirada do volume, deve-se acomodar correntes de reciclo e prever-se mudanças imprevistas no fluxo diário.

IV.2. Tratamento primário

O tratamento primário é empregado para a remoção de sólidos suspensos e material flotante e também para o condicionamento do efluente para o tratamento secundário ou para descarga. Pode remover de 40 a 70% dos sólidos em suspensão e cerca de 35% da DBO₅. As seguintes técnicas são empregadas nesta fase de tratamento:

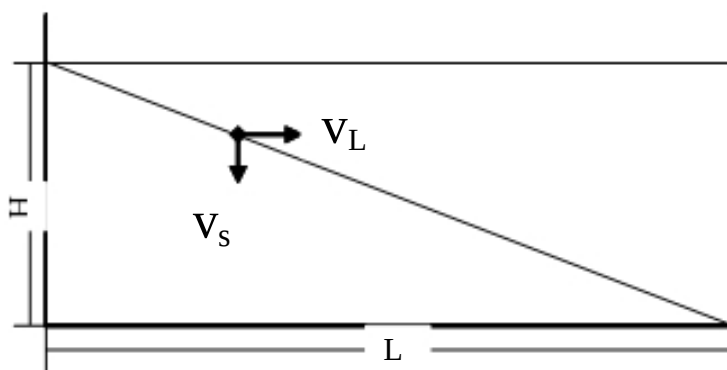
- sedimentação
- coagulação/floculação
- flotação
- precipitação química

IV.2.1. Sedimentação

A sedimentação permite remover o material particulado sedimentável que se encontra no efluente (remoções superiores a 70-80%). A remoção dos sólidos suspensos depende da capacidade operacional do decantador e pode variar de 40 a 70%. A remoção de DBO

associada ao material particulado, em geral, fica na faixa de 30 a 40%. Valores inferiores a esta faixa indica má operação. Nos decantadores primários é comum existir dispositivos para remover gordura e espuma que não foram removidos nos tratamentos preliminares.

O processo de sedimentação é governado principalmente pela concentração das partículas em suspensão. Quanto mais concentrado for o meio, maior é a resistência à sedimentação. Em suspensões bastante diluídas prevalece a sedimentação do tipo I (individual ou discreta). Neste caso as partículas sedimentam individualmente sem ocorrer interações, segundo uma velocidade constante ao longo da profundidade do tanque. É o tipo de sedimentação predominante nas caixas de areia. Neste caso, a velocidade de sedimentação pode ser calculada através do equilíbrio de forças atuantes sobre a partícula na direção vertical (força gravitacional, para baixo, e empuxo mais força de atrito, para cima), do qual resulta a lei de Stokes.



Forças que atuam na partícula p/ara uma velocidade constante:

$$F_e + F_a = F_g$$

Equação de Stokes:

$$v_s = \frac{g (\rho_s - \rho) d_p^2}{18 \mu}$$

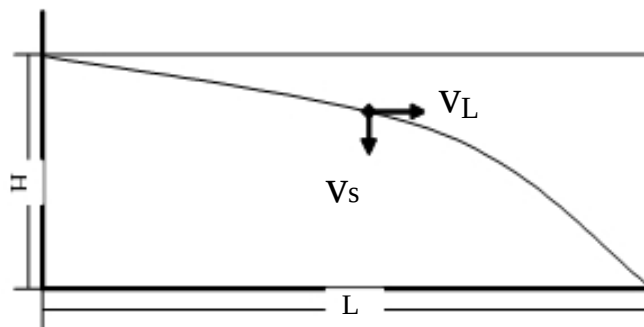
H = altura da linha d'água

L = comprimento do tanque

Vs = velocidade de sedimentação

VL = veloc. de escoamento do líquido

Aumentando-se a concentração de sólidos em suspensão, passa a prevalecer a sedimentação do tipo II, também chamada de sedimentação floculenta. Neste caso, a maior concentração de partículas permite a formação de emaranhados ou flocos de maior velocidade de sedimentação ao longo de suas trajetórias, fazendo com que a velocidade de sedimentação aumente com a profundidade. É o que tipicamente ocorre nos decantadores primários das estações de tratamento de efluentes, onde a relativa e elevada concentração de sólidos em suspensão permite tais interações. A partir deste caso, não é mais válida a lei de Stokes, devendo-se proceder ensaios em colunas de sedimentação para a obtenção de parâmetros para o projeto das unidades.



Determinação da sedimentação flocculenta em escala piloto

Em determinados intervalos de altura (ex. 0,60 m) coloca-se registros para a coleta de amostra e determina-se a conc. de sólidos suspensos (SS) em função do tempo. Determina-se o % de remoção para cada tempo e altura e monta-se uma tabela com os dados obtidos (Tabela 1):

$$\% = (\text{conc. inicial} - \text{conc. presente}) \times 100 / \text{conc. inicial}$$

Faz-se interpolações entre os pontos calculados para construir curvas de percentagem constante (a intervalos de 5 ou 10%) x tempo (Figura 1).

Cada ponto de interseção destas curvas com a linha horizontal que marca o fundo da coluna (altura da coluna - H) define uma taxa de transbordo (v): $v = H/t_i$

Uma linha vertical é traçada de t_i , atravessando todas as curvas de % constante, e pontos medianos entre as curvas são definidos (H_1, H_2, H_3 , etc.). Para cada tempo t_i pode-se construir uma linha vertical e calcular a fração de sólidos removida (Tabela 2).

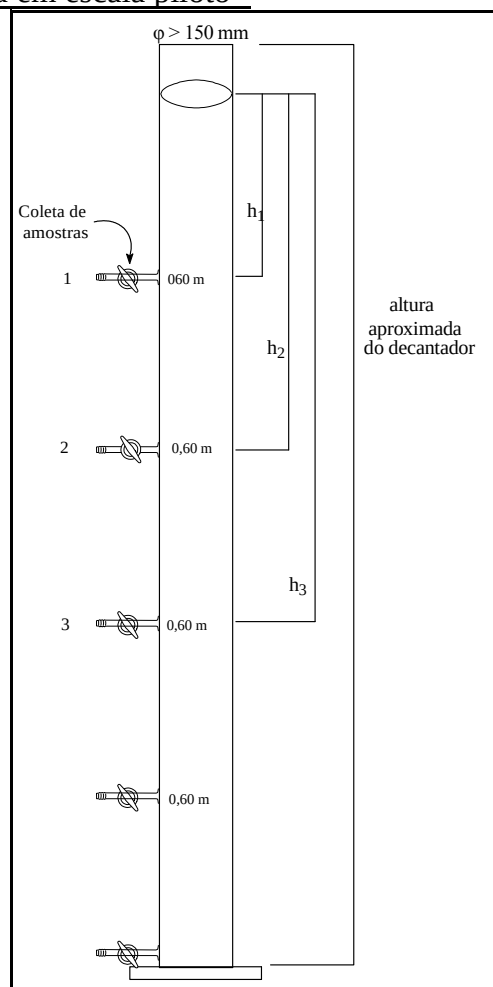
$$R_{Ta} = R_a + H_1/H (R_b - R_a) + H_2/H (R_c - R_b) + \dots$$

R_{Ta} = fração de sólidos removida no tempo t_a

R_a, R_b, R_c = frações de % constantes a, b, c.

Dois gráficos são então construídos (Figura 2) e destes são retirados o TRH e a taxa de transbordo. Eckenfelder recomenda fatores de scale-up de:

- 0,65 para taxa de transbordo
- 1,75 para TRH



Coluna cilíndrica com $\phi \geq 15$ cm e $h \geq$ ao do decantador para o ensaio de sedimentação.

Tabela 1 - Percentuais de remoção de sólidos suspensos para cada tempo e altura.

Profundidade	$h_1 = 0,60$ m		$h_2 = 1,20$ m		$h_3 = 1,80$ m	
SST →	Presente	Removido	Presente	Removido	Presente	Removido
Tempo (min) ↓	(mg L ⁻¹)	(%)	(mg L ⁻¹)	(%)	(mg L ⁻¹)	(%)
0	350	0	350	0	350	0
10	255	27	266	24	273	22
20	220	37	241	31	245	30
30	143	59	192	45	217	38
40	122	65	164	53	168	52
50	70	80	105	70	136	61
60	38	89	77	78	91	74
70	28	92	49	86	66	81
80	-	-	31	91	42	88

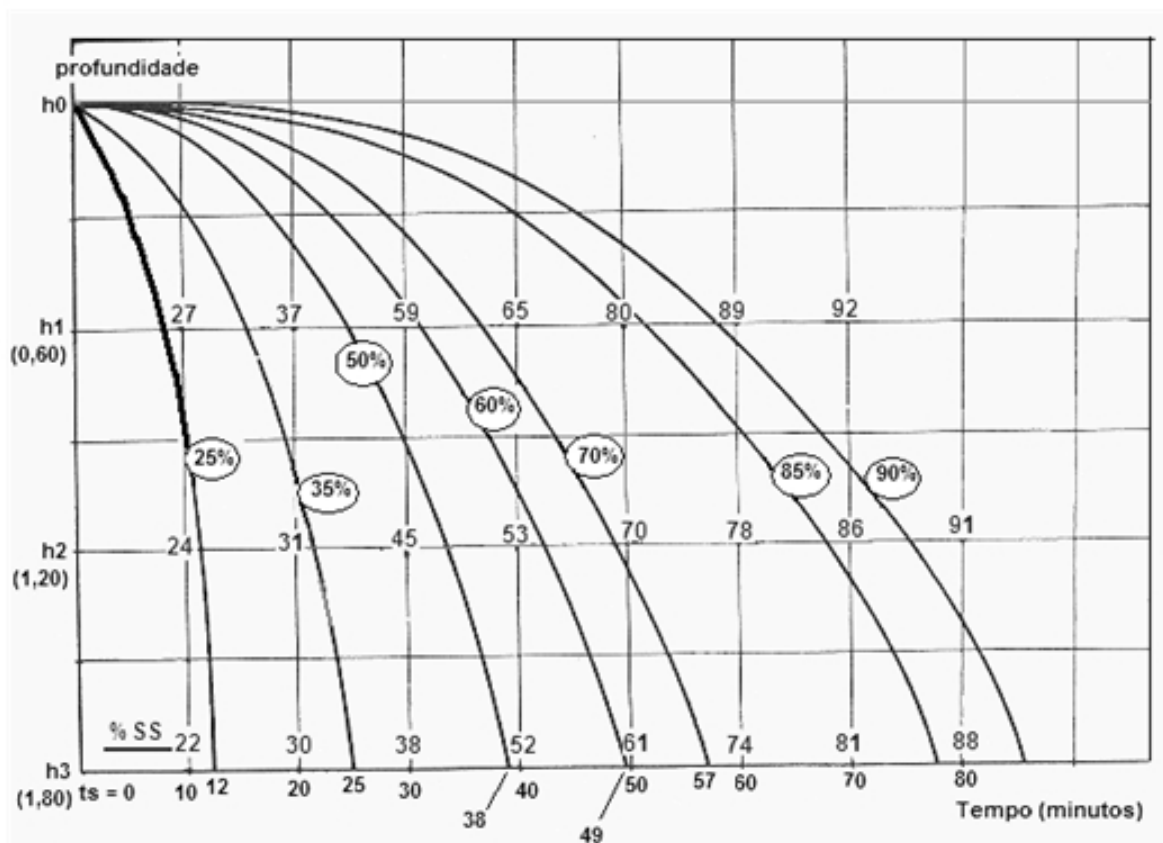


Figura 1 - Curvas de percentuais de remoção constantes usando uma coluna de 1,8m.

Tabela 2. Remoção de todos os % de remoção constante no cilindro de ensaio.

t (min)	Veloc. de sedim. v (m h ⁻¹)	Taxa sup. de sedim. (m ³ m ⁻² d ⁻¹)	% remov. c/ veloc. ≥ v	% remoção com veloc. < v , entre as curvas						% total remov.
				25-35	35-50	50-60	60-70	70-85	85-90	
57	1,89	45,4	70	-	-	-	-	10,5	1,8	82,3
49	2,20	52,8	60	-	-	-	8,6	7,5	1,1	77,2
38	2,84	68,2	50	-	-	7,8	3,8	3,7	0,5	65,8
25	4,32	103,7	35	-	10,0	2,7	1,7	1,2	0,2	50,6
12	9,00	216,0	25	6,1	2,2	0,5	0,2	0,1	0,0	34,1

Por exemplo, para a curva de 70%, obtem-se um tempo de 57 min na altura da coluna (1,80m) e $v = 1,80 \text{ m} / 57 \text{ min} = 1,89 \text{ m/h}$

A linha vertical que parte de 57 min na curva de 70%, encontra os pontos medianos de 1,26 m (entre 70 e 85%) e 0,65 m (entre 85 e 90%). Portanto, a fração removida é:

$$R_{T70} = 70 + 1,26/1,80 (85-70) + 0,65/1,80 (90-85) = 70 + 10,5 + 1,8 = 82,3\%$$

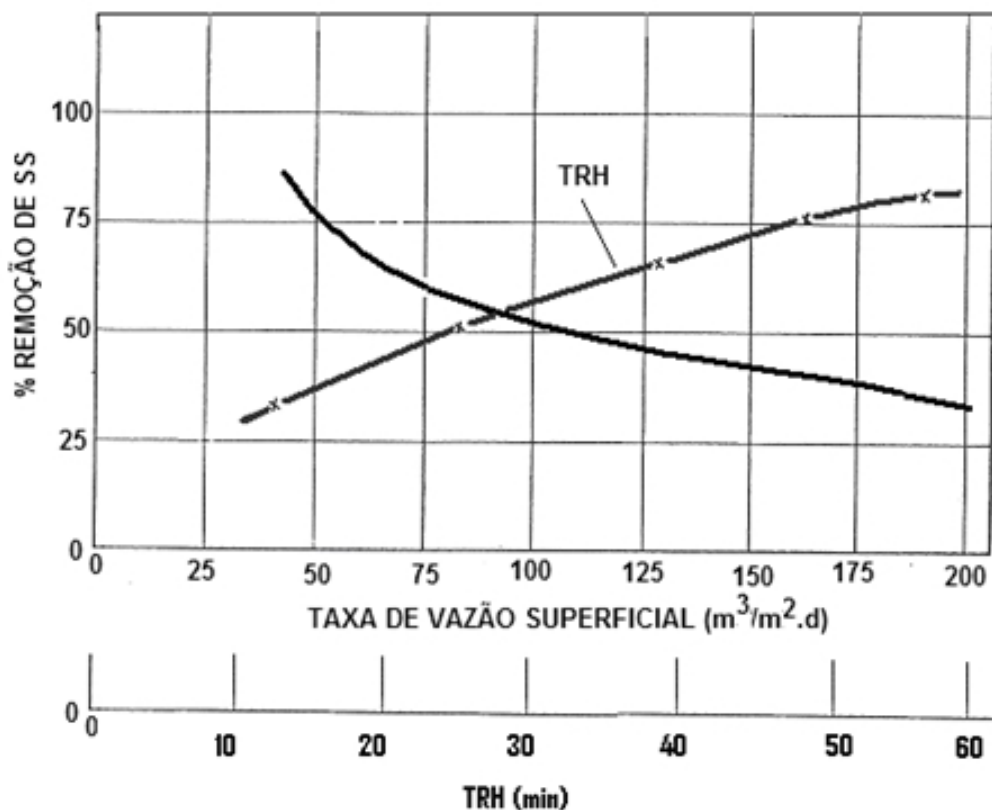


Figura 2 - Remoção de SST versus tempo de retenção e taxa de transbordo.

Exemplo: Determinar as dimensões de um decantador destinado a reduzir o teor de SST a 150 mg L^{-1} , de um efluente com as características do caso anterior (SS inicial de 350 mg L^{-1}), sendo a vazão de projeto de $21.600 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

1) Redução desejada de SST = $(350 - 150)/350 = 57,14$

2) Na curva da da Figura 2, para redução de 57,14%:

- taxa de escoamento superficial = $83 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$

- tempo de detenção = 32 min

Aplicando os fatores de scale-up:

- taxa de escoamento superficial = $83 (0,65) = 53,95 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$

- tempo de detenção = $32 (1,75) = 56 \text{ min}$

3) Área superficial do decantador = $Q/\text{Taxa} = 21600/53,95 = 400,4 \text{ m}^2$

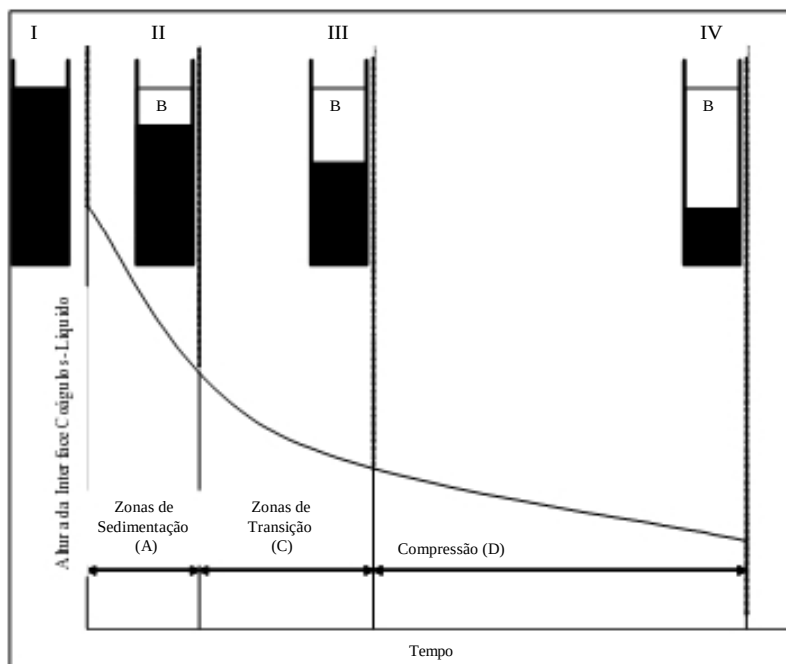
- diâmetro do decantador, considerando circular ($A = d^2/4$), $d = 22,6 \text{ m}$

- volume útil do decantador $V = Q.t = [(21600.56)/(60 \cdot 24)] = 840 \text{ m}^3$

- altura útil do decantador = $V/A = 840/400,4 = 2,1 \text{ m}$

Aumentando-se ainda mais a concentração da suspensão, passa a prevalecer a sedimentação do tipo III (também chamada de sedimentação zonal). Neste caso, a concentração de sólidos é muito elevada e passa a ocorrer dificuldade de saída de água em contra-corrente para possibilitar a sedimentação dos sólidos. Assim, a velocidade de sedimentação diminui ao longo da profundidade do decantador, sendo bastante baixa no

fundo onde a concentração de sólidos é muito elevada. Este tipo de sedimentação predomina em decantadores secundários de processos de lodos ativados, que são alimentados pelo lodo concentrado do tanque de aeração. Neste caso é nítida a ocorrência de interface lodo/líquido sobrenadante. Quando o lodo é colocado em proveta, o deslocamento desta interface pode ser cronometrado ao longo do tempo e através de interpretação gráfica pode-se calcular a velocidade de sedimentação por zona (VSZ) importante para a interpretação da condição operacional de um processo de lodos ativados. O resultado final, após 30 minutos de sedimentação, é utilizado para o cálculo do índice volumétrico de lodo (IVL).



A sedimentação do tipo IV, também chamada de sedimentação por compressão, ocorre no fundo dos decantadores secundários e nos adensadores de lodo. Neste caso, a suspensão é tão concentrada que a "sedimentação" dá-se pelo peso de uma partícula sobre a outra, provocando a liberação de água intersticial.

Existem, basicamente, dois tipos de decantadores:

- os de seção retangular e escoamento longitudinal (Fig. IV.6) - com largura de 3 a 27m, comprimento de 10 a 100m e profundidade lateral de 3,0 a 3,5m (para esgoto primário). A relação comprimento/profundidade é ≤ 25 , enquanto a relação comprimento/largura é de 3 - 10 (usualmente 3 - 4). A inclinação de fundo é de 1:12 (para limpeza mecanizada). Empregam tempos de retenção hidráulica de 1,5 - 3,0 h; tempos maiores levam à anaerobiose e à liberação de maus odores e gases., enquanto tempos menores reduzem a eficiência.

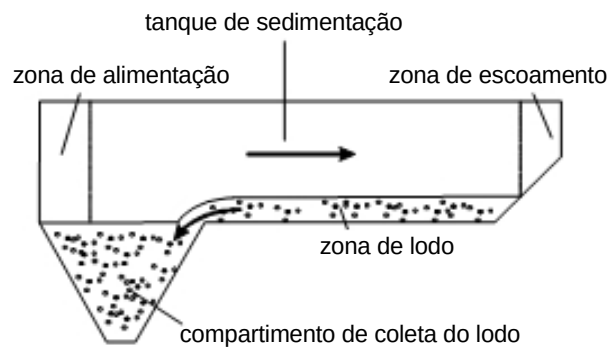
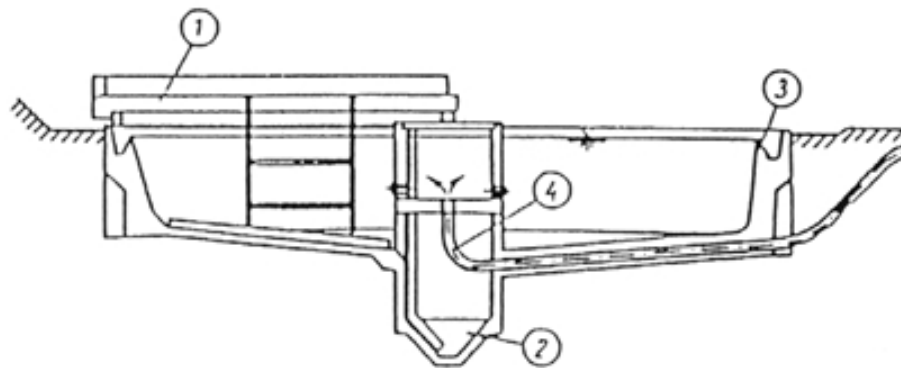


Fig. IV.6 - Decantador de seção retangular e escoamento longitudinal.

- e os de seção circular (Fig. IV.7), que mais comumente são alimentados pelo centro e a coleta do efluente decantado é feita nas bordas dos decantadores, ao longo da linha da circunferência. Empregam diâmetros de 3,0 a 6,0 m (não são recomendados grandes diâmetros), profundidade lateral de 2,5 a 4,0 m (usualmente 3,0 a 3,5 m), inclinação de fundo de 1:12 e TRH de 1,5 - 3,0 h.



1.removedor de lodo 2.compartimento de coleta do lodo 3.calha de escoamento 4.alimentação

Fig. VI.7 - Decantador de seção circular.

Alguns autores preconizam que como decantadores primários devem ser utilizados preferencialmente os de seção retangular, melhores para a assimilação das variações de vazão do efluente, e como decantadores secundários podem ser utilizados os de seção circular, pois nesta situação a variação de vazão de alimentação é menor e os decantadores circulares são de implantação mais barata. Pode-se também empregar decantadores circulares como primários, atribuindo-lhes menor eficiência na remoção de DBO.

Os removedores mecanizados de lodo e a estrutura em concreto armado são os principais componentes do custo. Os raspadores mecanizados são equipamentos de custo elevado, tanto os rotativos dos decantadores circulares como os que são movidos por pontes rolantes ao longo do comprimento do decantador. Os decantadores de seção circular são também favorecidos com relação aos custos da estrutura em concreto armado.

Os decantadores retangulares possuem o fundo ligeiramente inclinado para que o lodo raspado seja direcionado ao poço de lodo, posicionado no início do decantador, de onde é removido através de bombeamento ou pressão hidrostática. No trecho final do decantador

estão posicionadas, à superfície, as canaletas de coleta do efluente decantado cujas funções são as de reduzir a velocidade do efluente na região de saída evitando-se a ressuspensão de lodo. Nestes decantadores pode ser observada também uma tubulação transversal de coleta de espuma superficial identificada por skimmer. As comportas de distribuição dos efluentes, no canal de entrada do decantador, têm a função de evitar escoamentos preferenciais. Para o tratamento de alguns efluentes industriais são necessários removedores de lodo através de aspiração. Este processo mais sofisticado se justifica quando os sólidos sedimentados são tão leves que podem ser ressuspensos pela ação dos raspadores.

Nas estações de pequeno porte pode-se optar pelo emprego de decantadores sem raspador mecânico de lodo, derivados dos chamados decantadores Dortmund. O decantador Dortmund é de seção circular em planta mas com o fundo em tronco de cone invertido com paredes bem inclinadas, permitindo que todo o lodo convirja para um único "poço de lodo", de onde o lodo sedimentado pode ser removido por pressão hidrostática. São posicionados anteparos na região de entrada dos efluentes para direcionar o fluxo de sólidos para baixo e na região de saída para a retenção de espuma. Uma tubulação com derivação horizontal é posicionada para a remoção do lodo sedimentado por pressão hidrostática.

Podem também ser utilizados os decantadores desprovidos de remoção mecanizada de lodo de seção quadrada em planta, de fundo com o formato de tronco de pirâmide invertida. Destes, derivaram os de seção retangular em planta com fundos múltiplos tronco-piramidais. Estes decantadores são baratos para serem implantados por não possuírem os removedores mecanizados de lodo. No entanto, consomem mais concreto armado para a construção dos fundos múltiplos e são mais profundos, o que aumenta os problemas de escavação.

Dimensionamento de decantadores primários

De acordo com a NB-570, os decantadores primários devem ser dimensionados com base na vazão máxima horária de efluente e para vazões de dimensionamento superiores a 250 L/s deve-se empregar mais de um decantador.

Para a determinação da área de decantação deve-se utilizar como parâmetro a taxa de escoamento superficial. Na literatura internacional são recomendadas taxas na faixa de 30 a 60 m³/m².dia e tempo de retenção hidráulica entre 1,5 e 3,0 h. A NB-570 impõe três condições para a adoção da taxa de escoamento superficial para decantadores primários:

- a) até 60 m³/m².dia, só tratamento primário
- b) até 80 m³/m².dia, seguido de filtros biológicos
- c) até 120 m³/m².dia, seguido de lodos ativados

A NB-570 recomenda tempo de retenção hidráulica superior a 1 h, com base na vazão máxima de efluente e inferior a 6 h, com base na vazão média.

Determina-se a área de decantação através da taxa de escoamento superficial e o volume do decantador através do tempo de retenção. Obtendo-se área e volume, pode-se obter a profundidade útil dos decantadores.

Para decantadores retangulares a relação comprimento largura deve ser superior a 2:1, sendo típicos valores na faixa de 3:1 a 4:1, ou mais.

As profundidades dos decantadores variam de 2,0 a 4,5 m, sendo mais comuns na faixa de 3,0 a 4,0 m. A NB-570 impõe que os decantadores devem possuir profundidade superior a 2,0 m.

Os sedimentadores lamelados empregam um conjunto de lâminas, em geral de material plástico, inclinadas e espaçadas de alguns cm, que permitem aumentar a eficiência de coleta das partículas. Em decorrência, esses sedimentadores operam com capacidades bastante elevadas (da ordem de 20 m³/m².h ou 480 m³/m².dia).

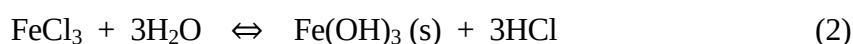
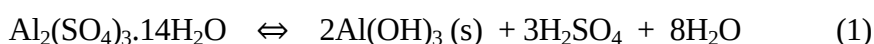
IV.2.2. Coagulação/Floculação

Processo que visa remover material coloidal e partículas muito finas que sedimentam muito lentamente. Os colóides podem ser formados por microorganismos, gorduras, proteínas, e argilas, estando o diâmetro das partículas coloidais na faixa de 0,1 de 0,01µm.

Os colóides possuem propriedades elétricas que criam uma força de repulsão que impede a aglomeração e sedimentação das partículas. Assim, as partículas permanecem muito pequenas, e não sedimentam facilmente, não podendo ser removidas por processos físicos convencionais. Quando a sedimentação torna-se ineficiente, devido à velocidade de sedimentação/flotação ser muito pequena, emprega-se o processo de coagulação/floculação.

Define-se Coagulação como o processo de desestabilização de colóides e Floculação como o processo de agregação e neutralização de colóides mas, geralmente, estes processos ocorrem simultaneamente chamando-se assim o processo de Coagulação/Floculação. A desestabilização de colóides pode ser conseguida por diversos meios: calor, agitação, adição de agentes coagulantes químicos, processos biológicos, passagem de corrente elétrica (eletrocoagulação), ou ainda a eletrocoagulação com a adição de coagulantes químicos.

A adição de agentes coagulantes é muito utilizada, sendo também eficaz para a remoção de fósforo, tendo como desvantagens o custo dos produtos químicos e o maior volume de lodo formado. As grandes vantagens são a praticidade e a boa qualidade dos efluentes obtidos. Os coagulantes mais comuns são o sulfato de alumínio e o cloreto férrico (reações 1 e 2 abaixo). Entretanto, o uso de polieletrólitos sintéticos tem suplantado os coagulantes tradicionais.



Estas substâncias neutralizam as cargas elétricas dos colóides e das partículas pequenas, induzindo a formação de flocos, que apresentam maior velocidade de sedimentação. O processo pode ser conduzido em um ou mais tanques, sendo constituído de uma etapa de

agitação rápida para a coagulação e de outra de agitação lenta para a floculação. O lodo gerado (sedimentado), em geral, deve ser adensado e ter um destino adequado.

A dosagem de coagulante, bem como o pH adequado para as etapas de coagulação/floculação, devem ser determinados em laboratório através do ensaio de Jar Test.

Teste de jarros (Jar test)

O Teste dos Jarros é utilizado para determinar a dosagem ótima de coagulante, bem como a influência e melhor faixa de pH a ser utilizada. O teste, geralmente, é conduzido em uma série de jarros (bechers) contendo a amostra (500 a 1000 mL) a ser tratada, na qual foram predeterminadas algumas características como pH, turbidez, alcalinidade e DQO.

O volume inicial de água em cada becher deve ser igual para todos os jarros. Geralmente utilizam-se 6 jarros simultânea e uniformemente agitados constantemente. A cada um dos jarros adiciona-se uma dosagem diferente de coagulante, sendo que um é utilizado como controle (sem coagulante). Em seguida, a dosagem que apresentar melhor desempenho na coagulação é fixada e repete-se o experimento variando-se o pH, a fim de determinar o melhor pH de coagulação. Os resultados podem ser determinados através da eficiência de remoção, tanto para DQO quanto para turbidez, determinando-se o pH e a dosagem ótima. O par de valores, pH/concentração de eletrólitos, que melhor coagula o sistema coloidal, será aquele que apresentar a maior eficiência de remoção, medida através da DQO:

$$\eta = [(DQO)_b - (DQO)_t] / (DQO)_b$$

onde b indica o despejo bruto e t o despejo tratado.

No caso de se obter flocos de reduzida sedimentabilidade, o que elevaria sobremodo a área de captação do sedimentador, deve-se utilizar uma operação unitária para a separação sólido-líquido denominada de flotação, que será comentada em seguida.

IV.2.3. Flotação

O processo de flotação visa a remoção de partículas em suspensão e/ou flutuantes (fase dispersa) de um meio líquido (fase contínua) para o caso em que a densidade da fase dispersa é menor que a da fase contínua. Trata-se de processo físico muito utilizado para a clarificação de efluentes e a conseqüente concentração de lodos, tendo como vantagem a necessidade reduzida de área e como desvantagem um custo operacional mais elevado devido à mecanização.

A flotação deve ser aplicada principalmente para efluentes com altos teores de óleos e graxas e/ou detergentes, como os oriundos de indústrias petroquímicas, de pescado, frigoríficas, laticínios e de lavanderias.

A flotação pode ser dividida em dois tipos: Flotação Espontânea e Flotação Estimulada, que por sua vez se divide em: Flotação por Ar Induzido (FAI) e Flotação por Ar Dissolvido (FAD).

Flotação Espontânea

Este processo opera baseando-se na diferença entre as densidades das fases dispersa e contínua. Quando a densidade da fase dispersa (substância a ser eliminada) é menor do que a da fase contínua (meio líquido), a substância flota naturalmente. Este tipo de flotação é, geralmente, utilizada para remoção de óleo ou sólidos que apresentem densidade menor que a da água e, por conseqüência, flutam naturalmente.

Um exemplo de flotação espontânea é o separador água/óleo (separador gravimétrico ou separador API). Nestes separadores o óleo, por apresentar densidade menor do que $1,0 \text{ g/cm}^3$, flutua. Este tipo de equipamento é indicado para efluentes com alto teor de óleos e graxas (refinarias, indústrias de alimentos) e nada mais é que um grande sedimentador para promover a separação do óleo não emulsionado por gravidade. A camada de óleo deve ser continuamente removida, podendo ser retirada da superfície através de mecanismos raspadores “skimmers”, e um reservatório previsto para a coleta desse resíduo. O critério padrão para o projeto desses equipamentos foi desenvolvido pelo American Petroleum Institute, daí a denominação de separadores API.

Flotação por Ar Induzido (FAI)

A flotação estimulada baseia-se na facilidade com que partículas líquidas ou sólidas se agregam a bolhas de gás, formando um sistema partícula-bolha de densidade menor que a do líquido na qual se encontra em suspensão.

Na Flotação por Ar Induzido (Fig. IV.8), a obtenção do sistema partícula-bolha se dá através da injeção de ar através de ejetores ou difusores porosos. Procura-se gerar bolhas de pequeno diâmetro que no seu movimento ascendente carregem o material adsorvido para o topo do equipamento, onde ele forma uma espuma. O sistema partícula-bolha é carregado para a superfície do líquido pelo aumento da força de empuxo, provocada pela fixação das bolhas de ar às partículas.

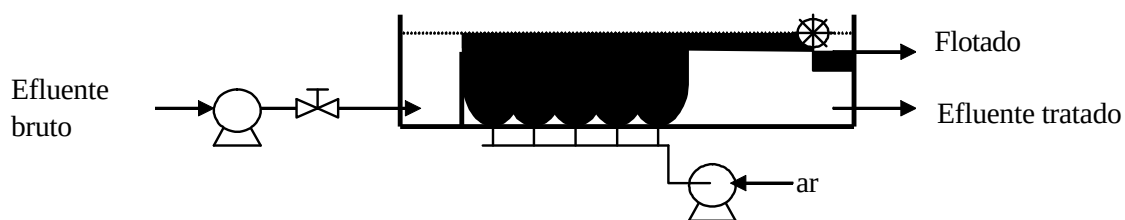


Fig. IV.8 - Flotador por ar induzido (FAI).

Flotação por Ar Dissolvido (FAD)

O princípio da FAD é o mesmo da FAI, diferindo apenas na forma de obtenção do sistema partícula bolha. A flotação por ar dissolvido consiste na saturação de ar solúvel no líquido através do aumento de pressão. O ar é previamente dissolvido no efluente (na corrente de efluente bruto (Fig. IV.9) ou numa corrente recirculada de dentro do flotador (Fig. IV.10)) numa câmara de pressão (pressão absoluta acima de 2 atm). Desta câmara o efluente segue

para o flotador, sujeito a uma pressão menor (pressão atmosférica - 1 atm). Com a redução de pressão, o ar que se encontrava dissolvido, tende a desprender do líquido, formando microbolhas com grande área interfacial para coleta das partículas em suspensão (gotículas de óleo). As microbolhas aderem à superfície das partículas e promovem o arraste destas para a superfície livre da célula de flotação. A concentração de ar dissolvido será função da temperatura, da pressão e, principalmente, das características físico-químicas do efluente.

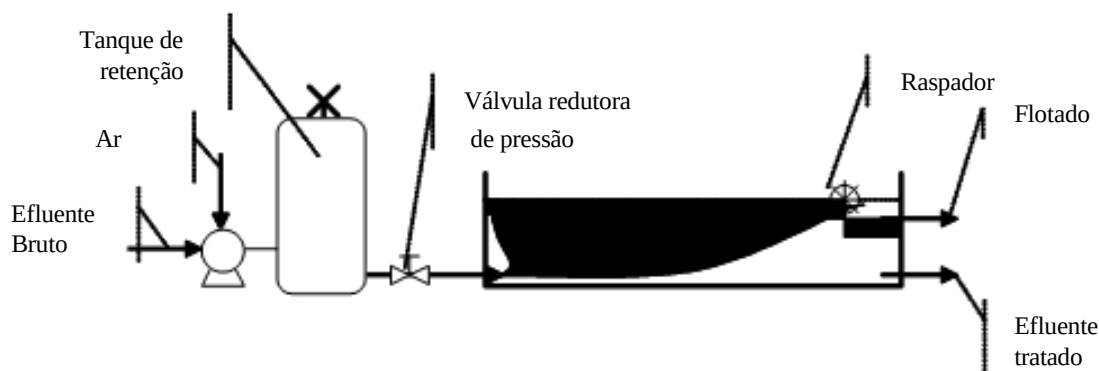


Fig. IVI.9 - Flotador por ar dissolvido (FAD) sem recirculação.

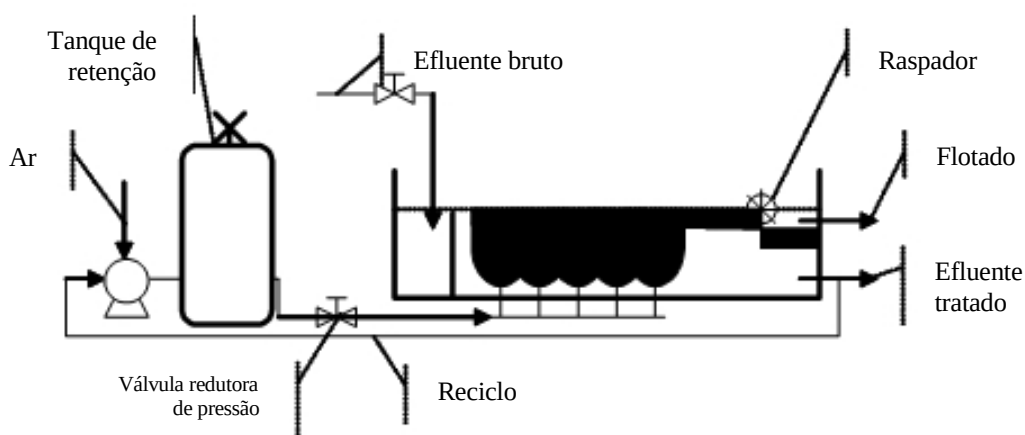


Fig. IV.10 - Flotador por ar dissolvido (FAD) com recirculação.

Os processos explicados anteriormente fazem uso da flotação sob pressão. No entanto, o processo também pode ser conduzido a vácuo. Na flotação a vácuo ocorre primeiro a saturação do efluente por ar. Após, o efluente é conduzido a um tanque sob vácuo parcial o que faz com o ar dissolvido no efluente seja instantaneamente liberado sob a forma de micro-bolhas.

O processo de flotação geralmente é precedido de uma etapa de coagulação/floculação, através da adição de polieletrólitos e substâncias que provocam a formação de flocos ou coágulos que melhoram a eficiência do processo de flotação. Neste caso, tem-se a flotação quimicamente auxiliada.

Como a flotação depende do tipo de superfície da matéria particulada, testes de laboratório e em plantas piloto são usualmente realizados para verificar os critérios de projeto. Os fatores que devem ser considerados no projeto de unidades de flotação incluem a

concentração do material particulado; a quantidade de ar usado; a velocidade de ascensão da partícula; e a taxa de alimentação de sólidos.

Ao invés de promover a separação óleo-água com base na diferença de densidade dessas substâncias pela ação da gravidade (g), os separadores centrífugos (também conhecidos como hidrociclones (Fig. IV.11)) geram acelerações dezenas de vezes maiores que a da gravidade. São equipamentos de pequenas dimensões, podendo ser empregadas várias unidades operando em paralelo para atender as necessidades da indústria.

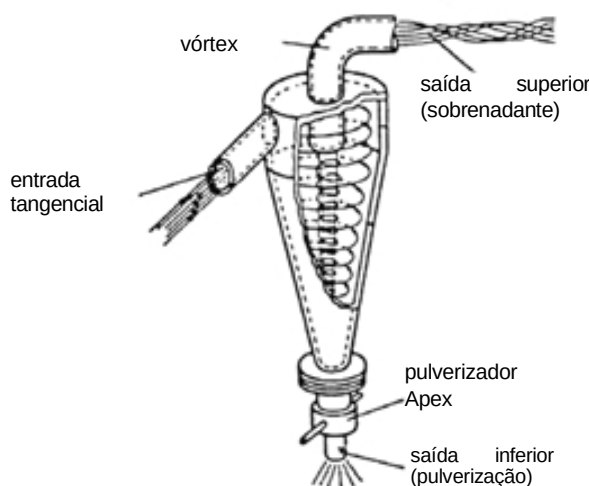


Fig. IV.11 - Separador centrífugo ou hidrociclone.

IV.2.4. Precipitação química

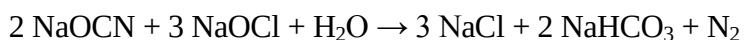
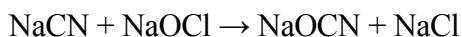
Os processos de coagulação/floculação, seguidos de sedimentação ou flotação, se aplicam à remoção de material insolúvel em suspensão, de origem orgânica e inorgânica. Já a precipitação química se aplica à remoção de material inorgânico dissolvido no efluente, em particular os metais pesados, presentes em elevados teores em efluentes de indústrias metalúrgicas, mecânicas e galvanoplastias. Nestas indústrias a remoção de metais é o alvo principal do tratamento.

Em geral os metais são solubilizados em condições ácidas e precipitam em condições alcalinas. A precipitação de metais ocorre pela formação de hidróxidos metálicos, devendo ser verificada a curva de solubilidade dos metais (pH x solubilidade). A maior dificuldade é a precipitação concomitante de diversos metais, sem que as curvas de solubilidade apresentem coincidências entre as concentrações mínimas. Deve-se observar também se as concentrações mínimas obtidas pelo tratamento, quando a precipitação ocorre em um pH comum a diversos metais, são inferiores aos limites estabelecidos para lançamento nos corpos receptores ou na rede coletora. A precipitação de metais na forma de sulfetos é também muito eficiente, posto que sulfetos metálicos apresentam solubilidade muito baixa. No entanto, o processo exige cuidados, pois há risco de emissão de gás sulfídrico (H_2S).

Oxidação de cianetos

Como os efluentes de algumas indústrias contêm, além de metais pesados, elementos tóxicos como o cianeto, faz-se necessária a oxidação desses íons, para destruir as ligações formadas entre os cianetos e os metais tóxicos a eles ligados. Deve-se ressaltar que se os metais estiverem complexados pelos cianetos, torna-se impossível a sua precipitação. Os metais mais comumente ligados ao cianeto são o zinco, o cobre, o níquel, a prata e o cádmio.

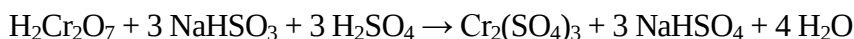
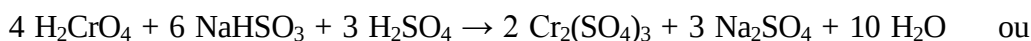
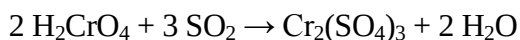
A oxidação dos cianetos ocorre pela reação do íon hipoclorito em meio alcalino, com a formação do gás carbônico e nitrogênio. Os metais após a oxidação dos cianetos tornam-se insolúveis na forma de hidróxidos. O tempo da reação é de aproximadamente 1 h, e o pH deve ser superior a 11,5 para evitar a liberação de cloreto de cianogênio (ClCN), gás extremamente tóxico. As reações típicas de oxidação são:



Redução de cromo hexavalente

A utilização de cromo hexavalente nos banhos de galvanoplastias e curtumes é a principal origem do cromo nos efluentes industriais. O cromo ainda é utilizado como componente de tintas anticorrosivas e em tratamento de águas para sistemas de resfriamento. O cromo na forma hexavalente é solúvel em pH ácido ou alcalino. Para que ocorra a sua remoção é necessário que o mesmo seja reduzido para a forma de cromo trivalente e precipitado como hidróxido.

No caso do íon cromato, o Cromo +6 é reduzido para o estado de oxidação +3 pela ação do dióxido de enxofre ou compostos derivados (bissulfitos). A redução do cromo ocorre em pH ácido, inferior a 2,5. A velocidade da reação diminui rapidamente se o pH for superior a 3,5, estando as reações apresentadas a seguir:



IV.3. Tratamento secundário - Processos biológicos

O termo tratamento secundário engloba todos os processos biológicos de tratamento de efluentes, tanto os de natureza aeróbia quanto os de natureza anaeróbia, e visam essencialmente converter a matéria orgânica biodegradável dos efluentes em gases e sólidos inorgânicos (sulfatos, hidróxidos, etc.) e material biológico sedimentável, que

podem ser separados do efluente por sedimentação. Na maioria das vezes, esses processos são empregados em conjunto com processos físicos e químicos utilizados no pré-tratamento e tratamento primário do efluente. Os seguintes processos se destacam nesta fase de tratamento:

- lodos ativados
- lagoas aeradas
- lagoas de estabilização
- filtros biológicos
- digestores anaeróbios

Estes e outros processos serão vistos com mais detalhamento mais adiante.

Os processos de tratamento biológico têm como princípio utilizar a matéria orgânica dissolvida, coloidal e em suspensão (DBO carbonácea) como substrato para microrganismos como bactérias, fungos e protozoários, que a transformam em gases, água e novos microrganismos. Os microrganismos, através de mecanismos de produção de exopolímeros, formam flocos biológicos mais densos que a massa líquida, da qual separam-se com facilidade; ou formam filmes aderentes a superfícies sólidas. A capacidade de adesão e/ou floculação desses microrganismos serve de base para a classificação dos bioreatores. Assim, há os bioreatores com biomassa em suspensão (lodos ativados, lagoas aeradas) e aqueles com biomassa aderida a suportes - biomassa fixa (filtros biológicos, discos biológicos, leitos fluidizados).

Nos processos aeróbios, um consórcio de microrganismos (predominantemente bactérias aeróbias e facultativas) atua de forma a promover a degradação dos poluentes orgânicos, gerando CO_2 , alguns produtos de metabolismo e novas células microbianas. A produção de novas células pode ser intensa, gerando um lodo biológico que deverá ser processado e ter um destino final. Nos processos anaeróbios, um consórcio microbiano (bactérias e archaeas) assegura a transformação dos poluentes, pelas vias hidrolítica e fermentativa, em compostos de um a dois átomos de carbono (CO_2 , metano, acetato, formiato), além de hidrogênio. O processo gera um gás, que no caso de efluentes com alta DBO, contem alto teor de metano e CO_2 . A produção de novas células é, neste processo, muito menor do que no processo aeróbio.

Os processos biológicos também são empregados para a remoção de DBO nitrogenada. Numa primeira etapa, o nitrogênio amoniacal (presente no efluente ou formado no processo de degradação de matéria orgânica nitrogenada) é transformado em nitrato por um consórcio microbiano constituído principalmente por bactérias autotróficas aeróbias dos gêneros *Nitrobacter* e *Nitrosomonas*. Com isso, reduz-se a demanda de oxigênio e a toxicidade associada a teores mais elevados de amônia. O nitrato, resultante dessa transformação (nitrificação) contribui para acelerar o processo de eutrofização de sistemas aquáticos mais estagnados, como lagos e lagoas. Assim, numa segunda etapa, o nitrato é transformado em nitrogênio gasoso por bactérias heterotróficas aeróbias facultativas, sob condições anóxicas, ou seja, num meio sem oxigênio dissolvido (desnitrificação). Uma fonte de carbono deve ser fornecida a este consórcio microbiano. Portanto, a sequência convencional de tratamento para a remoção de DBO carbonácea e nitrogenada inclui: processo aeróbio ou anaeróbio (remoção de DBO carbonácea), seguido de processo aeróbio (nitrificação) e, caso a remoção de nitrato seja desejada, de um processo anóxico (desnitrificação).

Os processos biológicos de tratamento reproduzem em escala de tempo e área os fenômenos de autodepuração que ocorrem na natureza. Os produtos formados devem ser mais estáveis, tendo os efluentes ou industriais tratados um aspecto mais claro devido à remoção da matéria orgânica em suspensão (coloidal ou sedimentável) e dissolvida, bem como pela redução da presença de microorganismos. O grau de tratamento requerido é função da legislação ambiental, ou seja, das características ou pelo uso preponderante atribuído ao corpo receptor.

IV.4. Tratamento terciário

O tratamento terciário, também conhecido como tratamento avançado, consiste numa série de processos destinados a melhorar a qualidade de efluentes provenientes dos tratamentos primário e/ou secundário. Geralmente, o tratamento terciário pode ser empregado na redução de: sólidos em suspensão, carga orgânica biodegradável e não biodegradável, micropoluentes, cor, sais minerais e nutrientes, através dos seguintes processos:

- lagoas de maturação
- filtração
- adsorção com carvão ativado
- troca iônica
- processos com membranas (ultrafiltração, osmose inversa)
- oxidação química

Esses processos não tem sido amplamente aplicados a nível industrial no tratamento de efluentes, porém seu emprego em maior escala está previsto, devido a exigências crescentes de qualidade dos efluentes e pela possibilidade de reciclagem e reuso tanto da água como de outros insumos.

IV.4.1. Lagoas de maturação

São utilizadas para o tratamento terciário de efluentes oriundos de processos biológicos de tratamento, tais como filtros biológicos, lodos ativados e lagoas facultativas. A finalidade é produzir um efluente de alta qualidade através da remoção de sólidos em suspensão, da diminuição do número de bactérias e das concentrações de nitratos e fosfatos e, em pequena proporção, de uma redução adicional da DBO.

Os mecanismos biológicos envolvidos são semelhantes aos dos outros processos aeróbios de crescimento suspenso. Operacionalmente, os sólidos biológicos residuais são respirados endogeneamente e amônia é convertida a nitrato usando o oxigênio fornecido pela reaeração superficial e pelas algas. Um tempo de retenção 18 a 20 dias tem sido sugerido como o período mínimo necessário para a completa respiração endógena dos sólidos residuais. Para manter condições aeróbias, as cargas aplicadas são bastante baixas.

IV.4.2. Filtração

O uso da filtração por gravidade, similar ao empregado nas instalações de tratamento de águas, pode ser utilizado para remover sólidos em suspensão e bactérias que não foram removidos no decantador secundário (polimento). Os filtros de areia ou areia e antracito, além de filtros rotativos, são os mais empregados. O uso de filtros pode reduzir de 25 a 10 mg/L os sólidos em suspensão provenientes de uma planta de lodo ativado. Agentes coagulantes, como sulfato de alumínio, e polieletrólitos podem ser empregados para melhorar a eficiência de remoção desses sólidos. O uso de coagulantes e sedimentação, seguida de filtração, pode levar o nível dos sólidos suspensos a valores extremamente reduzidos.

IV.4.3. Adsorção em carvão ativado

Frequentemente, depois do tratamento secundário, coagulação, sedimentação e filtração, ainda temos presente no efluente compostos orgânicos solúveis que não são biodegradáveis e que são responsáveis por odores e sabores não desejáveis. Esses compostos, em geral, podem ser detectados pelo teste de DQO, podendo ser removidos por adsorção em carvão ativado. Além desses compostos, o processo de adsorção em carvão ativado pode ser empregado na redução de micropoluentes orgânicos e metais pesados (prata e mercúrio são completamente removidos, já o chumbo e o cobre são reduzidos a níveis aceitáveis).

O carvão ativado é preparado a partir de matérias primas carbonáceas como ossos, madeira, carvão mineral e outros materiais. O processo de ativação térmica consiste na desidratação e carbonização seguida da aplicação de vapor. Após o processo térmico obtém-se uma estrutura bastante porosa com elevada área superficial. Depois de saturado, o carvão pode ser reativado através de aquecimento à temperatura e sob atmosfera adequados, de modo a desobstruirmos os poros. O material adsorvido é queimado e o carvão ativado recupera a sua capacidade inicial.

Pode-se empregar duas formas de carvão: em grãos ou em pó. A forma mais empregada é o carvão ativado granular, que possui um tamanho de partícula superior a 0,1 mm e é mais fácil de regenerar.

A economia do processo de adsorção depende da possibilidade de recuperação do carvão ativado, devendo-se ter em conta que em 10 a 14 regenerações há uma perda de 7 a 10% e uma ligeira diminuição de sua capacidade de adsorção. Existe ainda o problema da disposição final do carvão exaurido e não reciclável.

IV.4.4. Troca Iônica

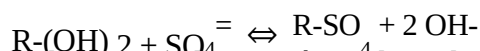
O processo de troca iônica tem sido aplicado na recuperação e purificação de materiais radioativos existentes em resíduos radioativos (por ex: ^{137}Cs e ^{90}Sr), bem como na remoção de poluentes de efluentes industriais (sulfato de zinco, cádmio, níquel, etc. e cromatos). A utilização de resinas de troca iônica para a remoção de poluentes em efluentes industriais tem um grande potencial de aplicação.

As resinas sintéticas são obtidas através da polimerização de vários compostos orgânicos, sendo os mais usados os copolímeros de estireno e divinilbenzeno numa proporção de 80-98% e 2-20%, respectivamente. Através de um processo de sulfonação da matriz (material resultante da polimerização) obtemos as resinas catiônicas. Já as resinas aniônicas são, em sua maioria, obtidas por clorometilação e aminação.

Ex: resina catiônica - remove os cátions (Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Mg^{2+} , etc.)



Ex: resina aniônica - remove os ânions (SO_4^- , CrO_4^- , etc.)



O sentido das reações de troca iônica⁴ depende principalmente da afinidade da resina pelos diversos íons em solução, o que é chamado de seletividade da resina. A seletividade depende de fatores externos como pressão e temperatura, mas está ligada principalmente à natureza e valência do íon, ao tipo de resina (macro ou gel), ao seu grau de saturação e a concentração iônica da solução aquosa.

Em geral, a resina catiônica tem maior afinidade por cátions de maior valência e entre os de mesma valência, a resina tem maior afinidade por cátions maiores. Por exemplo: $\text{Ba}^{2+} >$

$\text{Ca}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{H}^+$ (seletividade em ordem decrescente). A seletividade nas resinas fortemente básicas (resina aniônica) será pelos ânions fortes (sulfato, cloreto, nitratos) sobre os fracos (carbonatos, bicarbonatos, silicatos), indicando que a retenção preferencial será dos ânions fortes em detrimento dos fracos, que poderão ser deslocados por aqueles. As resinas catiônicas são regeneradas com ácidos (H_2SO_4 ou HCl), enquanto as aniônicas são regeneradas com soda à quente.

IV.4.5. Processos de separação com membranas

São processos utilizados para a remoção de partículas de um solvente (filtração). • Utilizam-se da tecnologia de membranas semi-permeáveis, que funcionam como um filtro, deixando a água passar por seus poros, impedindo a passagem de sólidos dissolvidos. Em todos os processos de separação com membranas o transporte de uma dada espécie, através da membrana, ocorre devido à existência de uma força motriz. A força motriz para estes processos é o gradiente de pressão, sendo empregados para concentrar, fracionar e purificar suspensões e soluções diluídas ou dispersões coloidais. Quanto menor o poro da membrana, maior terá que ser a pressão exercida, logo maior o custo.

A Figura IV.12 apresenta os vários tipos de processos com membranas empregados para remoção de microrganismos, moléculas de alto, médio e baixo peso molecular e até sais inorgânicos.

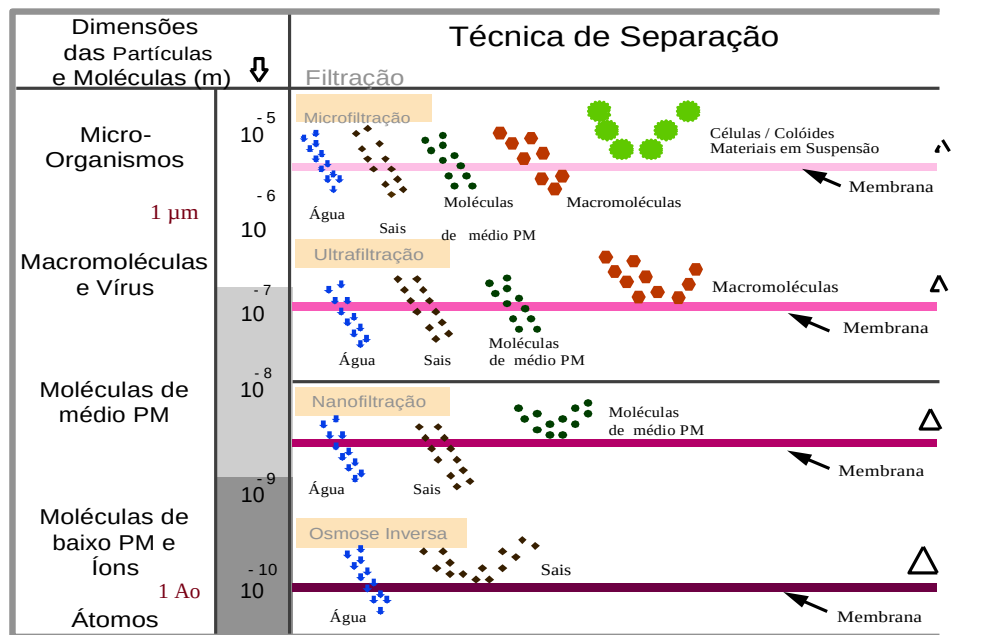


Fig. IV.12 - Processos de separação com membranas.

A microfiltração é o processo de separação com membranas mais próximo da filtração clássica. Utiliza membranas porosas com poros na faixa entre 0,1 e 10 μm , sendo, portanto, processos indicados para a retenção de materiais em suspensão e em emulsão. Como as membranas de microfiltração são relativamente abertas, as pressões transmembrana empregadas como força motriz para o transporte são pequenas, não ultrapassando 3 bar. Na microfiltração o solvente e todo o material solúvel permeia a membrana. Apenas o material em suspensão é retido.

A ultrafiltração é utilizada quando se deseja purificar e fracionar soluções contendo macromoléculas. As membranas de ultrafiltração apresentam poros na faixa entre 1 e 100 nm, portanto mais fechadas do que as membranas de microfiltração. Soluções contendo solutos numa ampla faixa de peso molecular (103 - 106 Daltons) podem ser tratadas por este processo. Como os poros das membranas de ultrafiltração são menores, é necessário uma maior força motriz para se obter fluxos permeados elevados o suficiente para que o processo possa ser utilizado industrialmente. Por este motivo, as diferenças de pressão transmembrana variam na faixa de 2 a 10 bar. Suas principais aplicações são a clarificação, concentração e fracionamento de solutos. A separação é eficiente quando existe pelo menos uma diferença de 10 vezes no tamanho das espécies. É largamente utilizada na indústria de alimentos, bebidas e laticínios, assim como em aplicações na biotecnologia e na área médica.

A osmose inversa é usada quando se deseja reter solutos de baixo peso molecular como sais inorgânicos ou pequenas moléculas orgânicas como glicose. A diferença entre osmose inversa e ultrafiltração está no tamanho do soluto retido. As membranas de osmose inversa devem ser mais fechadas apresentando, portanto, uma maior resistência à permeação. Por este motivo, pressões mais elevadas do que as utilizadas na ultrafiltração são necessárias, da ordem de dezenas de bar. O nome osmose inversa se deve ao fato de que neste tipo de processo o fluxo permeado é no sentido contrário ao fluxo osmótico normal.

O desenvolvimento, relativamente recente, de novas gerações de membranas, resistentes à ampla faixa de pH, altas temperaturas e à presença de produtos cáusticos, além de fluxos permeados mais elevados, ampliou o campo de aplicação da osmose inversa. Assim, em adição à sua aplicação tradicional na dessalinização de águas salobras e do mar, a osmose inversa tem sido utilizada no tratamento de águas, na produção de água ultrapura, no tratamento de águas duras, na indústria alimentícia e em muitas outras aplicações. A osmose inversa pode também ser usada em combinação com outros processos clássicos de separação, nos chamados processos híbridos de separação, mais eficientes do que cada uma dessas técnicas isoladamente.

Considerando-se a atual situação dos recursos hídricos e sua premente possibilidade de escassez, é fundamental o uso de tecnologias para o tratamento de efluentes que possibilitem a obtenção de efluentes tratados que atendam não apenas aos padrões de lançamento em corpos d'água, como também possam servir de água de reuso. Neste crescente processo de escassez de água, o preço desse bem finito tende a ficar cada vez mais alto, favorecendo o reuso da água, que tende a apresentar custo menos elevado. Na medida em que a cobrança pelo uso da água (prevista na Lei 9.433, de 08/01/97) tornar-se mais abrangente, o mercado de água de reuso também tenderá a crescer. Assim, a utilização das águas servidas para propósitos de uso não potável, como na agricultura, representa um potencial a ser explorado em substituição à utilização de água tratada e potável. Neste contexto, os processos com membranas seriam uma excelente alternativa, pois a membrana é barreira absoluta para material suspenso e microrganismos, gerando-se efluentes tratados de excelente qualidade, possibilitando o atendimento aos padrões mais restritivos e a abertura para reuso do efluente tratado.

Os processos com membrana podem ser aplicados isoladamente (como tratamento terciário) ou associados a biorreatores (biorreatores de membrana - MBR). Os MBR combinam biológico (mais comum é o processo de Lodos Ativados) com unidade de filtração em membrana para separar o lodo do efluente, em substituição ao tanque sedimentador. Em geral, a membrana utilizada é uma membrana de microfiltração (MF) ou ultrafiltração (UF). Usados para tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em situações ou regiões específicas, com pouca área disponível ou custo da terra elevado, escassez de água e/ou cuidadosa gestão de resíduos. No futuro, leis e padrões mais restritivos e estratégias de reuso de água devem aumentar o uso dos MBR.

IV.4.6. Remoção de nutrientes

Certamente, a eliminação de compostos orgânicos biodegradáveis, especificamente, compostos de carbono, constitui aspecto fundamental do tratamento biológico de efluentes. Porém, uma outra forma de poluição, que também deve ser eliminada, é causada pelos compostos contendo nitrogênio e fósforo. Os compostos nitrogenados (orgânicos e inorgânicos), lançados nos cursos receptores podem causar significativa demanda de oxigênio, além da amônia ser tóxica para diversas espécies aquáticas. A remoção de nutrientes, compostos de fósforo e nitrogênio, é um procedimento de utilização mundialmente crescente, face os problemas de eutrofização dos corpos receptores estagnados causada por efluentes parcialmente tratados.

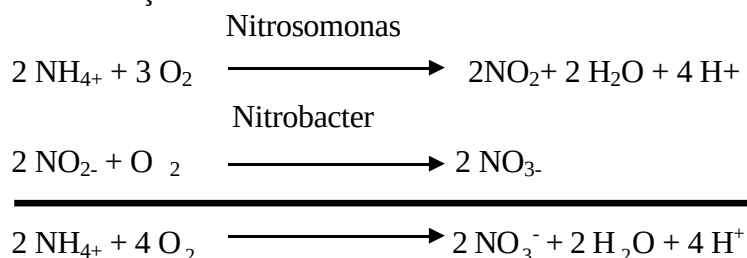
O fósforo apresenta-se no despejo a ser tratado nas seguintes formas: compostos inorgânicos em solução; polifosfatos e ortofosfatos (geralmente introduzidos pelos produtos de limpeza); compostos orgânicos dissolvidos ou em suspensão; fosfolipídeos, ésteres, polinucleotídeos, ATP, ADP, AMP. Enquanto o nitrogênio apresenta-se no despejo a ser tratado na forma de amônia residual ou compostos orgânicos não transformados, nitritos e nitratos.

Remoção de nitrogênio

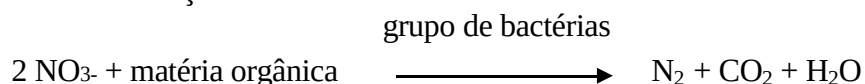
Os compostos de nitrogênio em despejos domésticos advém principalmente da decomposição biológica de proteínas e da uréia, sendo denominados de nitrogênio orgânico. Este pode ser convertido biologicamente em amônia livre (NH_3) ou em íon amônio (NH_4^+).

O tempo de contato na maioria dos sistemas de tratamento secundário é suficiente para completar a conversão do nitrogênio orgânico em amônia, mas não é suficiente para uma nitrificação significativa. Os métodos para a remoção biológica do nitrogênio baseiam-se em dois processos principais: i) a transformação da amônia gerada na degradação da matéria orgânica em nitrito e nitrato pela ação de dois grupos de bactérias, *Nitrosomonas* sp. e *Nitrobacter* sp. em meio aeróbio; e ii) a transformação dos nitratos em nitrogênio molecular pela ação de diversos grupos de bactérias, em especial as do gêneros *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Microccus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. Essa reação, denominada desnitrificação, ocorre em ausência de oxigênio, em condições anóxicas (em ausência de oxigênio).

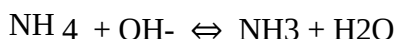
1ª etapa: Nitrificação



2ª etapa: Desnitrificação

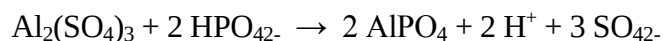
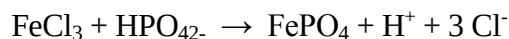


O nitrogênio também pode ser removido quimicamente através do aumento do pH, que leva o íon amônio a amônia e esta pode ser removida da água fazendo-se passar ar através da água (stripping).



Remoção de fósforo

No caso do fósforo, os processos de remoção não biológicos são basicamente processos de precipitação química com o emprego de alúmen, sulfato ou cloreto férrico e cal. A aplicação de polieletrólitos é também recomendada. As reações com cloreto férrico, sulfato de alumínio e hidróxido de cálcio estão representadas a seguir.



Aplicação dos agentes químicos é feita no decantador primário ou no decantador secundário, dependendo da concepção do projeto e das características dos efluentes e do resultado final desejado.

Remoção biológica de nitrogênio e fósforo

A exposição do licor misto (biomassa) a uma sequência anaeróbia/aeróbia no reator biológico seleciona microrganismos que acumulam altos níveis de fósforo intracelular (como por exemplo, bactérias *Acinetobacter* sp.). Na etapa ou zona anaeróbia, microrganismos que removem fósforo são capazes de assimilar ácidos graxos voláteis (AGV) e outros produtos de fermentação sob condições anaeróbias e o fósforo é liberado para produzir a energia necessária para conversão e estocagem de poli-β-hidroxibutirato. Na etapa ou zona aeróbia, os microrganismos que removem fósforo produzem energia oxidando os produtos estocados enquanto acumulam fósforo intracelularmente. A habilidade destes microrganismos para assimilar rapidamente os produtos de fermentação sob condições anaeróbias dá a eles vantagens competitivas sobre os outros microrganismos e resulta em seu crescimento preferencial no sistema de tratamento. O fósforo acumula na biomassa como polifosfato e é removido na forma de lodo ativado residual. Ocorre um aumento do teor inorgânico do lodo, mas sem aumento da produção de lodo.

Portanto, para a remoção biológica conjunta de nitrogênio e fósforo, zonas ou etapas anaeróbia, aeróbia e anóxica devem existir no reator ou sistema de tratamento. Um dos processos mais conhecidos é o processo A^2O (Phoredox de três estágios - anaeróbio/anóxico/aeróbio). Neste processo introduz-se uma zona anóxica (1 h), entre uma anaeróbia (0,5-1,5 h) e uma aeróbia (1-3 h), para permitir a desnitrificação (Fig. IV.13). A remoção de nitrogênio ocorre principalmente através da recirculação interna, da zona aeróbia para a zona anóxica. A alternância entre as condições anaeróbias e aeróbias, necessária para a remoção do fósforo, é alcançada por meio da recirculação do lodo, a qual é direcionada para a zona anaeróbia. É feito reciclo da etapa aeróbia para anóxica visando a introdução de um aceptor de elétrons, considerando a deficiência de oxigênio da fase anóxica; nitratos e nitritos, através do oxigênio combinado, exercem esse papel, resultando em liberação de nitrogênio molecular. Há necessidade de uma elevada eficiência de desnitrificação, pois o retorno de nitratos à zona aeróbia pode prejudicar a remoção de fósforo.

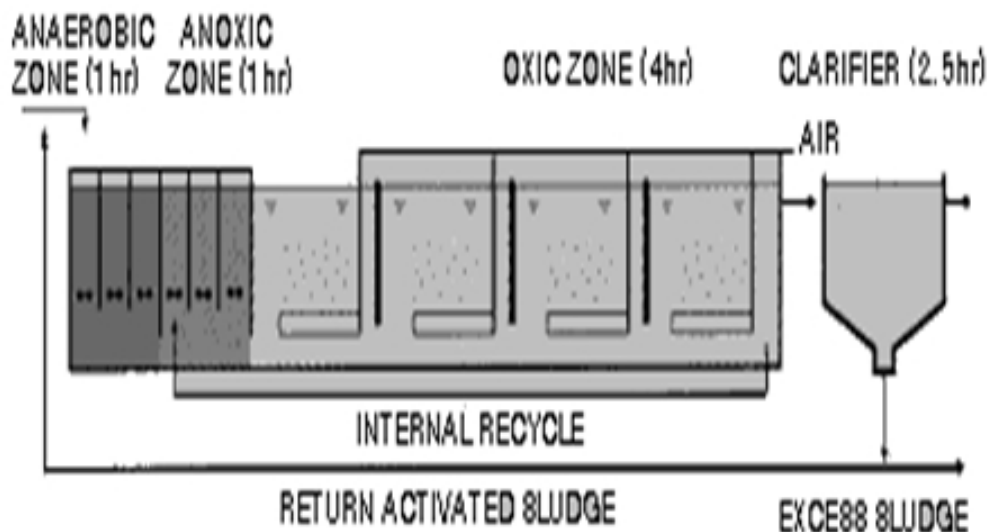


Fig. IV.13 - O processo A²O de remoção de nitrogênio e fósforo.

IV.4.7. Oxidação química

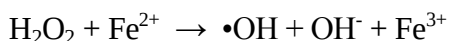
A separação física de sólidos suspensos e óleos e graxas e os tratamentos biológicos têm se mostrado sistemas extremamente confiáveis e econômicos na maioria dos casos (águas residuárias municipais, efluentes do processamento de alimentos, etc.). Existem, contudo, casos em que a eficiência destes tratamentos é bastante reduzida (substâncias solúveis na separação física, substâncias não biodegradáveis e/ou tóxicas nos processos biológicos). Neste último caso, comum em águas residuárias da indústria química, diferentes processos químicos, a maioria deles baseados em reações de oxi-redução, estão sendo aplicados.

Processos como cloração, ozonização, irradiação com raios ultravioleta e processos baseados no ataque de radicais hidroxila têm sido investigados em busca de melhores eficiências na eliminação destas substâncias tóxicas. A maioria destes tratamentos têm se mostrado merecedores de destaque, atingindo bons resultados na destruição de poluentes. A maioria da pesquisa neste campo está dirigida para a mineralização dos poluentes (conversão da matéria orgânica em CO₂ e água), até mesmo empregando doses maciças de agentes oxidantes.

A vantagem básica dos processos oxidativos está no fato de serem processos destrutivos, quando comparados com processos físicos, tais como precipitação e adsorção, que apenas transferem os poluentes de uma fase aquosa para uma segunda fase. Entretanto, em alguns casos a oxidação química pode ter tanto uma velocidade de reação lenta quanto uma baixa seletividade, acarretando necessidade de reatores de grandes dimensões ou aumentando o custo com oxidantes. Por sua vez, a oxidação biológica aeróbia é limitada quando a alimentação é recalcitrante à biodegradação, e/ou inibitória e tóxica à biocultura. Este é um caso típico em que a integração dos processos oxidativos com processos biológicos é conceitualmente vantajosa. Efluentes deste tipo poderão ser pré-tratados por oxidação, para produzir compostos biogênicos.

Nos processos de oxidação química, os mecanismos de reação mudam a estrutura e as propriedades químicas das substâncias orgânicas. As moléculas são quebradas em fragmentos menores e elevadas porcentagens de oxigênio aparecem nestas moléculas na forma de álcoois, ácidos carboxílicos, etc. que, na maioria dos casos, são mais facilmente biodegradáveis do que os compostos de origem. Esta é a idéia geral que faz com que alguns pesquisadores pensem numa combinação de um processo de oxidação química seguido de um biológico.

Dentre os processos químicos empregados no tratamento de águas residuárias, a oxidação com H_2O_2 já é comumente utilizada. Neste campo, vem se destacando o uso em conjunto de H_2O_2 e íons Fe^{2+} - o reagente de Fenton. Os radicais $\bullet OH$ produzidos na reação do H_2O_2 com Fe^{2+} , reagem rapidamente com uma ampla variedade de substâncias orgânicas presentes em águas residuárias, tais como álcoois, éteres, corantes, clorofenóis, pesticidas, aromáticos policíclicos, etc.



A reatividade deste sistema foi primeiro observada em 1894 por seu inventor, H. J. H. Fenton, no entanto sua utilidade só foi reconhecida por volta de 1930 quando seus mecanismos foram identificados. Atualmente, o reagente de Fenton é empregado no tratamento de uma ampla gama de efluentes industriais que contêm uma variedade de compostos orgânicos tóxicos (fenóis, formaldeídos, BTEX, e resíduos complexos derivados de corantes, pesticidas, preservativos de madeiras, aditivos plásticos, etc.). O processo pode ser aplicado a águas residuárias, lodos ou solos contaminados.

Capítulo V - Processos biológicos aeróbios e anaeróbios

Os processos biológicos podem ser classificados de acordo com três aspectos principais: o ambiente bioquímico, a natureza da transformação bioquímica e a configuração do reator.

Quanto ao ambiente bioquímico, os sistemas podem ser aeróbios ou anaeróbios. Os aeróbios são aqueles em que o oxigênio dissolvido (O.D.) está presente em quantidade suficiente de modo a não limitar as taxas de reação. Neste caso, o oxigênio funciona comoceptor final de elétrons no metabolismo microbiano, participando, no término da cadeia respiratória, da reoxidação das moléculas transportadoras de elétrons e permitindo, desta forma, a geração das moléculas de ATP, de fundamental importância no armazenamento e transporte de energia para as reações de síntese.

Já nos ambientes anaeróbios, o oxigênio não está presente (e não entra no sistema) ou sua concentração é tão baixa que limita o metabolismo aeróbio. Neste caso, os aceptores finais de elétrons são outras substâncias que não o O.D., tais como substâncias orgânicas (fermentação) ou substâncias inorgânicas (respiração anaeróbia).

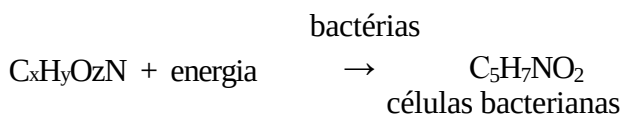
O ambiente bioquímico tem efeito direto sobre a ecologia da população microbiana. De modo que as operações aeróbias suportam cadeias alimentares inteiras, de bactérias até rotíferos. Enquanto as operações anaeróbias suportam populações predominantemente bacterianas.

A transformação bioquímica dos substratos orgânicos se dá em etapas. Primeiramente, os poluentes solúveis ou coloidais são adsorvidos à superfície dos flocos e filmes microbianos. Esta remoção é puramente físico-química e tem cinética muito rápida, sendo denominada bioadsorção. A seguir, dependendo da natureza das moléculas dos poluentes, estes são absorvidos diretamente ou hidrolisados por enzimas excretadas pelos microrganismos presentes nos flocos e filmes microbianos, gerando moléculas menores que podem então ser absorvidas. Uma vez no interior das células, as moléculas passam a ser metabolizadas, se inserindo nas rotas metabólicas de processos catabólicos (geradores de energia) e anabólicos (consumidores de energia para síntese de material celular ou novas células). Na ausência de uma fonte externa de energia (substrato presente no efluente a ser tratado), as células entram em respiração endógena, sobrevivendo às custas de suas reservas internas de energia durante algum tempo. Ao se esgotarem estas reservas internas, as células lisam (autólise) e liberam material intracelular no meio, o qual é utilizado como substrato por outras células ainda íntegras.

(1) Catabolismo:



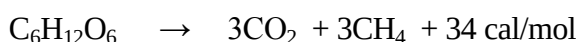
(2) Anabolismo:



(3) Autólise (respiração endógena):



Segundo a reação (2) parte da energia liberada na reação (1) é direcionada para a produção de novas células. Portanto, quanto maior a quantidade de energia produzida a partir do substrato, maior será a produção de células (o chamado lodo de excesso). Por exemplo, na degradação de glicose, uma substância facilmente assimilável pelos microrganismos, a energia liberada sob condições aeróbias é de 649 cal/mol de glicose, enquanto que sob condições anaeróbias é de 34 cal/mol de glicose.



Portanto, em ambientes aeróbios a quantidade de energia produzida é maior que nos anaeróbios, levando a uma maior taxa de crescimento das bactérias aeróbias em relação às anaeróbias, o que leva a uma maior geração de lodo e a menores tempos de retenção hidráulica (TRH) nos processos aeróbios.

No quadro a seguir são apresentadas as condições ambientais favoráveis aos processos biológicos aeróbios e anaeróbios.

Condição	Processo biológico	
	aeróbio	anaeróbio
Temperatura	10 - 40°C	Faixa psicrófila - 0 - 20°C Faixa mesofílica - 20 - 42°C Faixa termofílica - 50 - 65°C
pH	6 - 8	Etapa de produção de ácidos - 5,5 - 6,0 Etapa de produção de metano - 6,8 - 7,2
Nutrientes (DBO _U :N:P)	100:5:1	350:5:1
O.D.	> 0,5 mg/L (adota-se ≥ 2 mg/L)	Ausente

Os processos aeróbios estão bem estabelecidos e há muito conhecimento acumulado sobre seu funcionamento. São robustos, pois suportam variações de carga orgânica e pequenas variações de pH e temperatura. Elevadas eficiências de remoção de DBO (de até 95%) podem ser atingidas se os sistemas forem bem monitorados e operados. A elevada produção de biomassa é uma grande desvantagem desses processos, atingindo 0,5 kgSVS/kgDBO removida. Os custos de investimento e operação, em particular de aeração, são elevados.

Já os processos anaeróbios geram menor quantidade de biomassa e apresentam custos de investimento e operacionais mais baixos. Entretanto, são mais suscetíveis à variações de carga orgânica, pH e temperatura. Além disso, apresentam menores eficiências de remoção de DBO e DQO do que nos processos aeróbios, sendo muitas vezes necessário um tratamento posterior do efluente (polimento). No tratamento de efluentes concentrados a geração de metano é significativa e o biogás pode ser utilizado com relativa facilidade. Nos últimos anos, constatou-se uma grande difusão dos processos anaeróbios em alguns setores industriais (refrigerantes, cerveja, processamento de legumes e frutas, feculárias, açúcar e álcool).

As tecnologias aeróbias e anaeróbias ampliaram suas faixas de aplicação ao longo dos anos no que se refere à concentração do efluente a ser tratado. Os processos aeróbios, tradicionalmente voltados para efluentes pouco concentrados (DQO na faixa de 100 a 1000 mg/L), também estão sendo usados para o tratamento de efluentes mais concentrados (com DQO até 3000-4000 mg/L), em geral com utilização de oxigênio puro. Enquanto os processos anaeróbios, anteriormente aplicados a efluentes com DQO elevada (10000 a 50000 mg/L), tiveram sua faixa de aplicação ampliada para efluentes pouco concentrados (DQO < 500 mg/L).

Na escolha do processo biológico, a primeira questão a ser respondida é o que se espera do tratamento. As informações básicas sobre o efluente (levantadas na etapa de amostragem e caracterização) podem ser complementadas com um estudo de tratabilidade. Outras informações a serem consideradas são a disponibilidade de espaço, o “lay-out” da indústria (o consumo de água está diretamente ligado ao lay-out da indústria), a localização da indústria (que deve considerar o zoneamento local, a classe do corpo receptor, a proximidade da população e riscos de poluição accidental), o custo de investimento e de operação do sistema, entre outras. Deve-se considerar também a necessidade de

preservação dos mananciais através do controle de lançamento de cargas poluidoras, cujo objetivo é manter o padrão de qualidade dos corpos hídricos (Res. 357/2005, CONAMA). As cargas poluidoras podem ser reduzidas através de modificações do processo ou da implementação de sistemas de tratamento de efluentes e sistemas de tratamento mais eficientes permitem a reutilização dos efluentes tratados.

Capítulo VI - Processos biológicos aeróbios

VI. O processo de Lodos ativados

Dentre os processos aeróbios, o de lodos ativados é um dos mais aplicados e também de maior eficiência. O termo lodos ativados designa a massa microbiana floculenta que se forma quando esgotos e outros efluentes biodegradáveis são submetidos à aeração. O processo de lodos ativados é em geral um tratamento contínuo constituído de tanques de seção retangular ou quadrada, com agitação mecânica ou por ar difuso. Os componentes físicos do sistema são: um tanque de aeração, um decantador secundário e um sistema de reciclo dos flocos sedimentados para o tanque de aeração.

A Figura VI.1 a seguir mostra os componentes do sistema de lodos ativados, bem como as correntes de efluente bruto e tratado, licor misto (efluente + lodo - linha de reciclo) e lodo de excesso. No tanque de aeração é onde ocorre a metabolização dos compostos biodegradáveis, presentes na corrente de alimentação. Neste tanque é essencial uma boa mistura e aeração. No decantador secundário ocorre a separação do lodo (biomassa) do efluente tratado. Parte do lodo sedimentado é enviada, através de bombas e uma linha de reciclo, para o tanque de aeração, assegurando elevada concentração de biomassa no interior do reator. O lodo de excesso é purgado do fundo sedimentador e enviado para tratamento e descarte adequados. O sobrenadante clarificado pode ser descartado ou seguir para um tratamento complementar.

A biomassa é composta de bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e alguns metazoários (vermes nematóides) (componente biológico) e de partículas orgânicas e inorgânicas e polímeros microbianos extracelulares (polissacarídeos e proteínas) (componente não biológico). A agitação constante no tanque de aeração e a recirculação do lodo prejudicam o crescimento de organismos superiores. As espécies microbianas dominantes no sistema dependerão das condições ambientais, do projeto do processo, do modo de operação da planta e das características do afluente.

O sucesso do processo de lodos ativados depende do estabelecimento de uma comunidade mista de microrganismos que consumirão e removerão a matéria orgânica, se agregarão (biofloculação) e sedimentarão de forma a produzir um lodo concentrado para reciclo. Qualquer problema de separação de sólidos indica um desbalanceamento no componente biológico do processo. Portanto, o processo tem como ponto crítico a sedimentabilidade do lodo. Se esta não for adequada, não se atinge a concentração de biomassa necessária no tanque de aeração e, se os sólidos não sedimentados saem com o sobrenadante, prejudica-se a qualidade do efluente tratado.

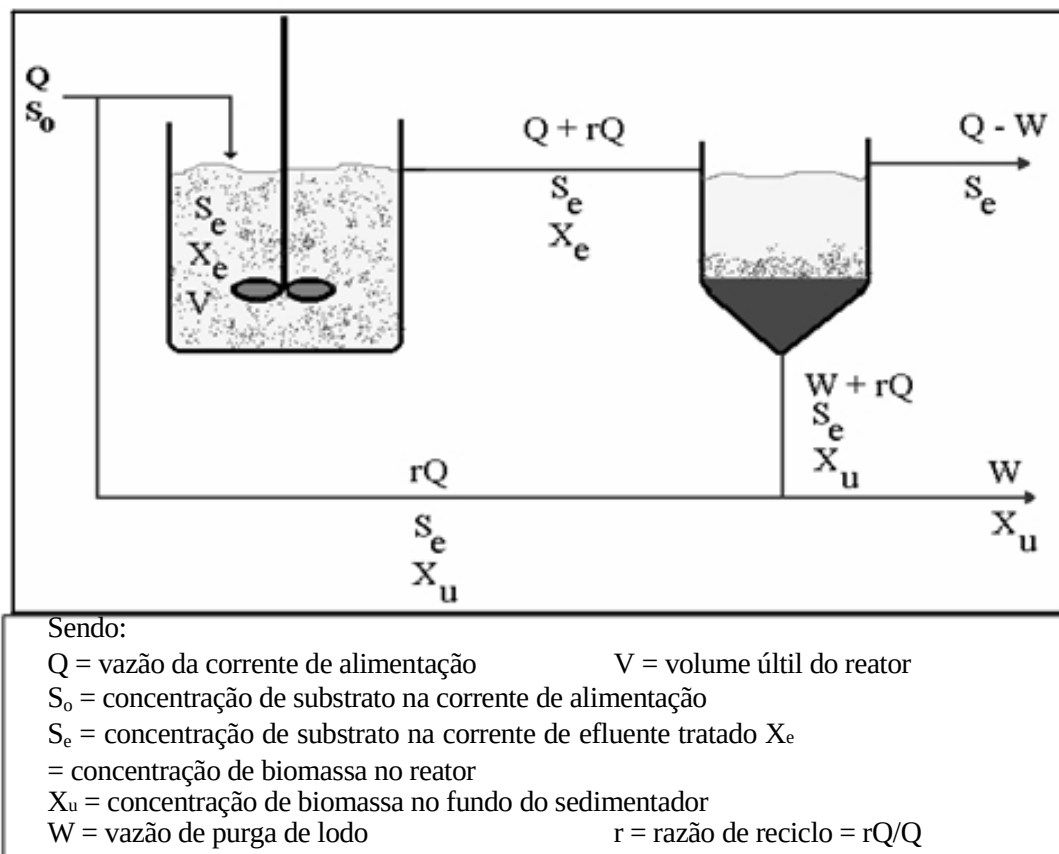


Fig. VI.1 - O processo de Lodos Ativos.

Qualquer problema de separação de sólidos indica um desbalanceamento no componente biológico do processo. Num sistema “saudável” ideal, organismos filamentosos crescem dentro do floco (agregado de microrganismos formadores de floco - bactérias), conferindo a este boas características de compactação e sedimentação. Bactérias filamentosas servem como esqueleto para formação do floco e este não se forma apropriadamente se existem poucos filamentos. No entanto, o floco não sedimenta bem se existem muitos filamentos, sendo ideal um número moderado de filamentos.

Em função das condições de sedimentabilidade do lodo, o processo pode ser operado em três faixas de carga (kg DBO/kgSVS.dia), correspondendo às variantes forte carga (1 - 5 kgDBO/kgSVS.dia), convencional (0,2 - 0,5 kgDBO/kgSVS.dia) e aeração prolongada (0,02 - 0,1 kgDBO/kgSVS.dia). A carga, também denominada relação A/M (alimento/microrganismo) ou F/M (food/mass), é a quantidade de DBO₅ alimentada diariamente ao sistema dividida pela concentração de biomassa no tanque de aeração (medida como SVS). Esses valores, a maioria levantados em estudos com esgotos domésticos, devem ser vistos com prudência, pois não apenas o parâmetro F/M afeta a sedimentabilidade dos lodos. Efluentes industriais podem apresentar na sua composição substâncias que afetam a formação e as características dos flocos microbianos.

O quadro a seguir apresenta os parâmetros operacionais das três variantes principais dos processos de Lodos Ativos. Mais uma vez, deve-se ressaltar que os dados apresentados são valores de referência e apresentam-se mais consolidados para o tratamento de esgotos domésticos.

Parâmetro	Forte carga	Convencional *	Oxidação total
C_m (kg DBO/kgSVS.dia)	1,0 - 5,0	0,2 - 0,5	0,02 - 0,1
COV (kgDBO/m ³ .dia)	2,0 - 6,0	0,6 - 1,6	0,1 - 0,5
X_e (mg/L)	1500-3000	2000-5000	5000-8000
TRH (horas)	1 - 2	3 - 6	>10
r (razão de reciclo)	0,5 - 3,0	0,1 - 0,8	0,5 - 1,0
Consumo de O ₂ (kgO ₂ /kgDBO removida)	0,4 - 0,8	0,8 - 1,2	1,3 - 2,0
Produção específica de lodo (kgSVS/kgDBO removida)	0,4 - 0,7	0,3 - 0,5	0,1 - 0,2
Nitrificação	nula	iniciada	avançada
Idade do lodo (dias)	5 - 10	5 - 15	20 - 30
Eficiência (remoção de DBO)	0,5 - 0,7	0,8 - 0,95	>0,9

* reúne melhores condições econômicas e eficiência.

Parâmetros do processo de Lodos Ativados

a) Carga mássica (F/M = Food/Mass)

Relaciona a carga orgânica afluenta (diariamente) e a massa de microrganismos contida no reator (sólidos em suspensão voláteis).

$$C_m = \frac{Q S_o}{V X_e} \quad \text{Kg DBO/kg SVS.dia}$$

$$C_m = \frac{Q (\text{m}^3/\text{d}) \text{ DBO (mg O}_2/\text{L)}}{V (\text{m}^3) \text{ SVS (mg/L)}}$$

Sendo:

Q = vazão de efluente a ser tratado

S_o = DBO₅ ou DQO do afluenta ao processo V

= capacidade do tanque de aeração

X_e = concentração de biomassa no tanque de aeração (SVS)

b) Carga orgânica volumétrica (COV ou C_v)

$$\text{COV} = \frac{Q S_o}{V} \quad \text{Kg DBO/m}^3 \cdot \text{dia}$$

c) Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

$$TRH = \frac{V}{Q} = \frac{\text{volume de líquido no tanque de aeração}}{\text{volume de liq. retirado do sist. na unidade de tempo}} \quad (h)$$

d) Idade do Lodo ou Tempo Médio de Retenção Celular (TRC ou θ_c)

$$\theta_c = \frac{V X_e}{W X_u} = \frac{\text{massa de lodo no tanque de aeração}}{\text{massa de lodo retirada na unidade de tempo}} \quad (\text{dias})$$

Sendo:

W = vazão de descarte de lodo

X_u = concentração de biomassa no fundo do sedimentador

e) Velocidade de sedimentação zonal (VSZ)

Como já apresentado anteriormente, o lodo ativado apresenta um tipo de sedimentação zonal. Os sólidos sedimentam conjuntamente, formando uma interface nítida com o líquido clarificado. A Figura VI.2 ilustra o comportamento do lodo num teste de sedimentação. Se a altura da interface for medida ao longo do tempo, pode-se traçar a curva de h versus t , como mostrado na figura. Nesta curva, percebem-se três regiões: a primeira refere-se à fase de velocidade de sedimentação constante. A tangente à curva no instante inicial fornece a chamada velocidade de sedimentação zonal (VSZ). Um valor elevado indica um lodo com boas características de sedimentabilidade. Na segunda região a velocidade de sedimentação decresce com o tempo, mas ainda apresenta valores significativos. Na terceira região a velocidade da interface é muito pequena e o lodo passa a ser adensado ou compactado. A medida do volume ocupado pelo lodo após 30 minutos fornece o índice de sedimentabilidade denominado índice volumétrico de lodo (IVL).

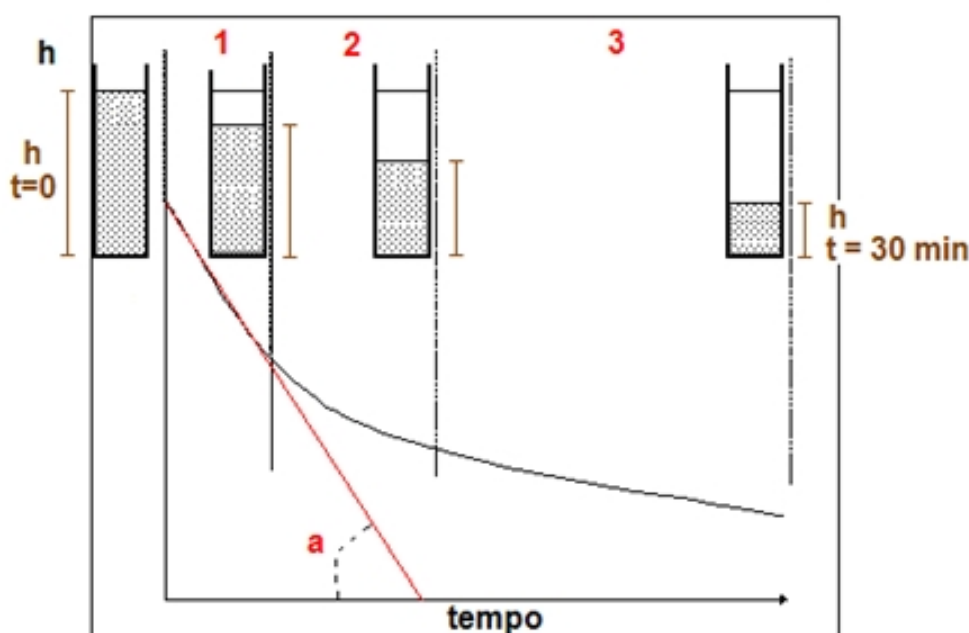


Fig. VI.2 - Sedimentação do lodo ao longo do tempo.

f) Índice de Molhman ou SVI (Sludge Volume Index) ou IVL (Índice Volumétrico de Lodo)

$$\text{IVL} = \frac{\text{volume de lodo sedimentado após 30' de decantação (mL/L)}}{\text{peso seco do lodo do tanque de aeração (g/L)}}$$

O IVL é considerado adequado quando se situa na faixa de 80 a 120 mL/g, embora outros autores apontem faixas diferentes. Quanto menor o IVL, melhor a sedimentação. Pode-se recorrer à adição de agentes flocculantes (em geral, polieletrólitos) para melhorar a sedimentação.

O IVL é considerado um parâmetro mais consistente que a VSZ, pois é avaliado ao final do processo de sedimentação, enquanto a VSZ é uma medida feita no instante inicial, refletindo a tendência inicial de sedimentação do lodo. Muitas vezes o lodo pode sedimentar bem no início, mas após alguns minutos a velocidade de sedimentação decresce e ao final de 30 minutos o lodo não está suficientemente adensado. Alguns autores sugerem que a medida de turbidez do sobrenadante seja feita para complementar o resultado do teste de sedimentabilidade. Pode ocorrer da maior parte dos sólidos sedimentarem bem, fornecendo valores adequados de IVL. A determinação de turbidez no sobrenadante pode indicar a presença significativa de pequenas partículas não sedimentadas, como em lodos oxidados, decorrente da desfloculação.

As condições operacionais do sistema de lodos ativados estão relacionadas com a sedimentabilidade. Bisogny et al. (1971), por exemplo, observaram um efeito marcante da idade do lodo sobre o IVL, evidenciando que a operação do processo de lodos ativados com idade do lodo da ordem de 2 a 3 dias levava a um apreciável incremento do IVL, resultando em má sedimentação. Segundo os autores, melhores resultados em termos de sedimentação são obtidos com idade do lodo na faixa de 4 a 9 dias. Com $\theta_c > 9$, as taxas de crescimento são muito baixas, alguns microrganismos já estão em respiração endógena e começam a aparecer células isoladas e pequenos flocos dispersos no sobrenadante.

A carga orgânica aplicada ou razão F/M é apontada como um dos parâmetros que mais influencia a estrutura dos flocos e a sua sedimentação. Em geral, melhor sedimentação é observada, isto é IVL baixo e velocidade de sedimentação zonal (VSZ) alta, para $0,3 < F/M < 0,6$. Para $F/M < 0,3$: a concentração de substrato é insuficiente para manter o crescimento dos microrganismos, que entram em respiração endógena. O resíduo do metabolismo endógeno são cápsulas celulares que não sedimentam bem e o lodo adquire a forma de flocos suspensos, com baixa sedimentação. Para $F/M > 0,6$: predominam microrganismos filamentosos que também não sedimentam bem (bulking). Vários autores investigaram o efeito de F/M sobre a sedimentabilidade do lodo e evidenciaram a existência de faixas operacionais nas quais o IVL apresenta-se adequado. Fora destas faixas foram observados problemas na sedimentação do lodo.

Uma vez que o processo de Lodos Ativados é bastante flexível e pode ser adaptado para tratar uma grande variedade de efluentes, com poluentes predominantemente de origem orgânica, diferentes tipos de processo já foram desenvolvidos. São as chamadas variantes do processo. Dentre estas destacam-se os:

- Lodos Ativados com aeração prolongada. Esta variante trabalha com tempos de retenção hidráulica de 16 - 24 h, idade do lodo de 20 - 30 d e carga mássica de

0,05 - 0,1 kg DBO/kg SVS.d. A eficiência de remoção de DBO do processo é de 90 - 98% e a nitrificação é quase total. Normalmente, o processo é utilizado para tratar efluentes sem decantação primária. Devido aos baixos valores de F/M, os volumes dos reatores são relativamente grandes e, em muitos casos, isto é um fator limitante ao seu uso em estações de tratamento de médio e grande porte. Neste processo ocorre também a estabilização aeróbia do lodo, o que aumenta ainda mais o consumo de oxigênio. No entanto, o lodo gerado é praticamente estabilizado, podendo ser disposto de maneira relativamente simples, sem necessidade de posterior digestão, o que torna esta variante econômica em sistemas de pequeno porte. Devido a grande quantidade de sólidos biológicos no tanque de aeração, este sistema é razoavelmente resistente a cargas de choque e lançamentos ocasionais de elementos tóxicos ao sistema.

- Lodos Ativados por batelada sequencial (sequencing batch reactor - SBR): processo que emprega um único reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento. A duração de cada ciclo pode ser alterada em função das variações da vazão afluente, das necessidades do tratamento e das características do despejo e da biomassa no sistema. Indicado para pequenas comunidades e locais com pouca disponibilidade de área. É um processo flexível e pode remover nitrogênio e fósforo em altos níveis.

VI.2. Lagoas aeradas

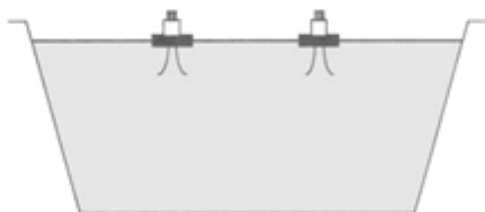
Outro processo que emprega biomassa em suspensão é o de Lagoas aeradas, que é essencialmente o mesmo dos sistemas de Lodos Ativados com aeração prolongada. Inicialmente projetadas para o tratamento de esgotos domésticos em países de clima tropical, as lagoas aeradas têm sido muito utilizadas para o tratamento de efluentes de refinarias de petróleo, indústrias de celulose e papel, indústrias alimentícias e agro-indústrias.

Empregam-se bacias escavadas no solo (com profundidades variando de 2,5 - 5,0 m) como reatores. O oxigênio requerido é fornecido por aeradores de superfície (aeração mecânica) ou de ar difuso (sistema de ar comprimido, em alguns casos raros). A não disponibilidade de recirculação de biomassa, tal como ocorre no processo de lodos ativados, resulta em concentrações muito menores de sólidos em suspensão (50 -300 mg/L) e, consequentemente, volumes muito maiores são necessários para promover níveis adequados de remoção. No entanto, para encontrar os padrões para tratamento secundário estabelecidos pelo órgão ambiental, muitas lagoas são usadas atualmente em conjunto com unidades de sedimentação e incorporam o reciclo de sólidos biológicos.

A microbiologia do processo é a mesma do processo de Lodos Ativados. Alguma diferença pode surgir devido à grande área superficial das lagoas, o que pode levar a efeitos mais significativos da temperatura. O grau de nitrificação depende das condições operacionais e de projeto e da temperatura da água residuária. Geralmente, com temperaturas mais elevadas e cargas mais baixas (tempo de retenção de lodo aumentado), graus mais elevados de nitrificação podem ser conseguidos.

Dependendo do grau de turbulência e da concentração de oxigênio dissolvido no interior das lagoas, pode-se ter dois tipos de lagoas aeradas: lagoas aeradas aeróbias ou lagoas aeradas facultativas.

As lagoas aeradas aeróbias são aquelas em que o nível de potência instalado é suficientemente alto para introduzir o oxigênio necessário por toda a lagoa e também para impedir a sedimentação dos sólidos em suspensão na lagoa. A biomassa sai com o efluente, havendo necessidade de uma lagoa de sedimentação (TRH - 2 d) para retenção dos sólidos antes do descarte do efluente tratado. Operam com TRH < 5 dias (2 - 4 d), elevado nível de aeração > 3 Watts/m³ (2,5 - 6,0 W/m³), apresentam maior eficiência e requerem menor disponibilidade de área. O lodo depositado no fundo das lagoas de sedimentação deve ser periodicamente removido.



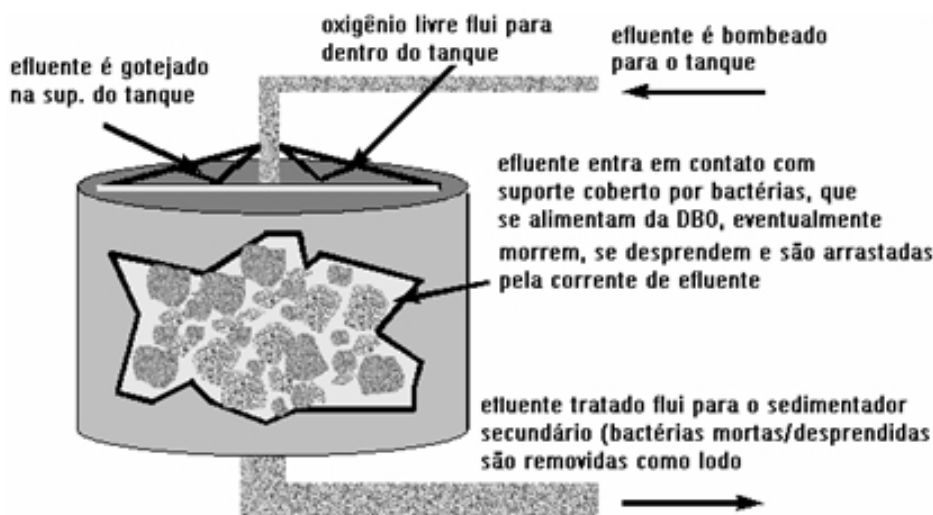
Nas lagoas aeradas facultativas o nível de potência instalado é suficiente para introduzir na massa líquida o oxigênio necessário ao processo, porém não é suficiente para impedir a sedimentação de boa parcela dos sólidos em suspensão. Assim, os sólidos que sedimentam nas áreas de menor turbulência passam a sofrer decomposição anaeróbia no fundo das lagoas. Operam com TRH = 5 - 12 dias e níveis de aeração relativamente mais baixos 0,8 - 3 Watts/m³ (0,8 - 1 W/m³).



Cabe distinguir esses sistemas das demais lagoas empregadas para tratamento de efluentes, as chamadas lagoas de estabilização. Nestes sistemas o tratamento é feito através de processos naturais: físicos, biológicos e bioquímicos, denominados autodepuração ou estabilização.

VI.3. Filtros biológicos

Os filtros biológicos de percolação, também conhecidos como reatores biológicos aeróbios de leito gotejante (trickling filter), não são filtros, mas reatores biológicos com biomassa retida na forma de biofilmes. Consistem de um leito de material altamente permeável, nos quais aderem os microrganismos e através dos quais o líquido a ser tratado é percolado. É um processo de tratamento biológico aeróbio de crescimento ligado, usado para remover matéria orgânica, e também para promover a nitrificação (conversão de amônia a nitrato) em águas residuárias, sendo mais econômicos que os Lodos Ativados.



A matéria orgânica presente no despejo é adsorvida na camada biológica ou limo (que usualmente tem uma espessura de 0,1 a 2,0 mm), sendo degradada pela população de microrganismos aderida ao material de enchimento do filtro. A matéria coloidal e orgânica é removida por oxidação aeróbia, biossorção, coagulação e decomposição anaeróbia. Não há nenhuma remoção por filtração mecânica. O termo filtro biológico é enganoso a esse respeito.

O material de enchimento normalmente consiste de pedras, com diâmetro variando entre 25 e 100 mm, ou de uma variedade de materiais plásticos. O material ideal pode ser definido como tendo uma elevada área superficial por unidade de volume, baixo custo, elevada durabilidade, e não deve entupir facilmente. Os materiais plásticos oferecem elevada área superficial para adesão dos microrganismos, elevada porosidade (> 90%) e pouco peso. Com esses materiais a altura e carga hidráulica alimentada aos reatores puderam ser aumentadas, em relação aos sistemas tradicionais (que empregam materiais suporte mais grosseiros como pedra britada).

Os filtros biológicos são classificados em função das taxas de aplicação hidráulica ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) e orgânica ($\text{kg DBO}/\text{m}^3.\text{d}$) como:

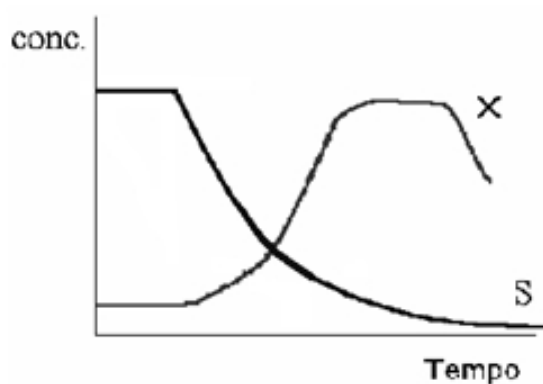
- filtros de baixa taxa (ou convencionais): operam com taxas de aplicação hidráulica e orgânica de 1 - 4 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e 0,08 - 0,32 $\text{kg DBO}/\text{m}^3.\text{d}$, respectivamente, e sem recirculação de efluente tratado. Empregam leitos de pedra com 1,5 - 3,0 m de altura. Sistemas mais simples, geram efluentes com qualidade (80-90% de remoção de DBO e bem nitrificados), tratam afluentes de características variáveis, apresentam problemas com emanção de odor e proliferação de moscas.
- filtros de taxa intermediária e de alta taxa: a recirculação do efluente do filtro ou do efluente final permite o tratamento de cargas orgânicas maiores e despejos mais concentrados. Operam com taxas de aplicação hidráulica e orgânica de 4 - 10 (média taxa) e 10 - 40 (alta taxa) $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e 0,2 - 0,5 (média) e 0,4 - 1,8 (alta) $\text{kg DBO}/\text{m}^3.\text{d}$. Empregam leitos de pedra com 1,25 - 2,5 m de altura (média) ou materiais plásticos com até 12 m de altura (alta). A remoção de DBO é de 50 - 85% e o efluente é bem menos nitrificado.
- filtros de taxa super alta: tratam altas taxas orgânicas (0,8 - 6,0 $\text{kg DBO}/\text{m}^3.\text{d}$) e hidráulicas (40 - 200 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) e despejos mais concentrados, empregam maiores profundidades de filtro (4 - 12 m) e materiais de enchimento sintéticos ou de madeira. A nitrificação é baixa e remoções de DBO de 65 - 80% são atingidas.

Capítulo VII - Equações de projeto e operação

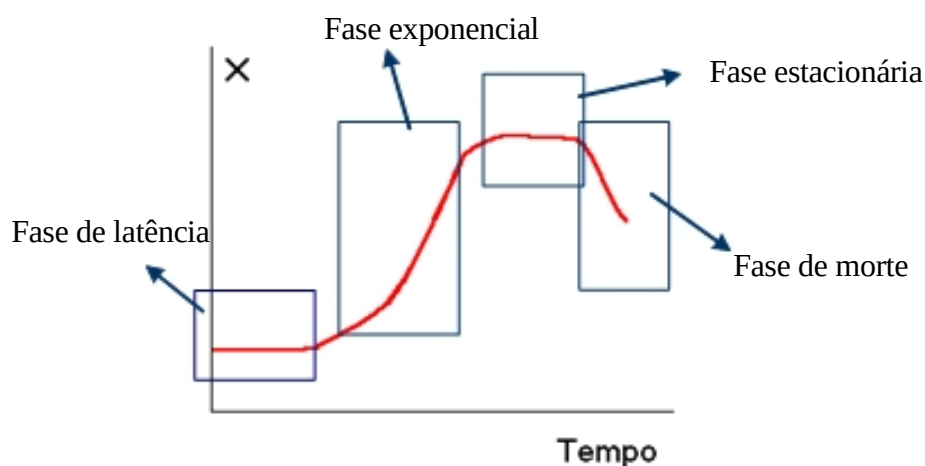
Embora muitos projetos de reatores com biomassa em suspensão sejam feitos com base em valores pré-estabelecidos da relação F/M e/ou da idade do lodo, um equacionamento adequado pode levar a expressões mais consistentes.

A seguir, veremos os modelos que descrevem a cinética dos principais eventos dos processos aeróbios de tratamento: crescimento microbiano, consumo de matéria orgânica biodegradável (substrato) e consumo de oxigênio.

Se um efluente for tratado num biorreator operado em batelada, e amostras forem coletadas ao longo do tempo para quantificação das concentrações de sólidos voláteis suspensos (X) e DBO (S), os resultados poderiam ser representados pelas curvas abaixo indicadas.



Uma cultura em batelada apresenta quatro fases distintas de crescimento:



1. Fase de latência ou fase lag - fase que só ocorre quando os microrganismos não estão adaptados ao meio. Nesta fase as bactérias estão ativas, produzindo enzimas intracelulares que serão utilizadas na oxidação do efluente. A taxa de crescimento é praticamente nula, ou seja, o número de células não aumenta.

2. Fase de crescimento exponencial - as células crescem a uma taxa constante e máxima e sintetizam reservas de alimentos para serem utilizadas quando houver pouco ou nenhum

substrato no meio. Esta fase cessa, geralmente abruptamente, quando um nutriente essencial é exaurido ou quando ocorre o acúmulo de intermediários tóxicos.

3. Fase estacionária - o número de células novas é praticamente o mesmo que o número de células que morrem, de modo que a densidade populacional não muda (fase de velocidade de crescimento nula). Antes desta fase, pode-se dizer que há uma fase de desaceleração, em que a velocidade de crescimento diminui gradativamente.

4. Fase de morte ou de declínio - fase em que a taxa de morte excede a taxa de crescimento. Esta fase também é conhecida como fase de respiração endógena, pois em condições de carência de substrato uma proporção considerável de células sobrevive utilizando suas reservas internas para manutenção e sobrevivência. Quando estas reservas internas se acabam, as células começam a se auto-oxidar (autólise).

VII.1. Modelagem do crescimento microbiano

Um dos modelos mais empregados para descrever o crescimento microbiano é o proposto por Monod em 1942. Este modelo emprega o conceito de taxa específica de crescimento (μ) e é representado pela equação a seguir:

$$\mu = \frac{\mu_{\text{máx}} \cdot S}{K_s + S}$$

Onde: $\mu = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt}$ = taxa ou velocidade específica de crescimento microbiano [T^{-1}]

$\mu_{\text{máx}}$ = taxa específica máxima de crescimento [T^{-1}] K_s

= cte. de meia velocidade [$M.L^{-3}$]

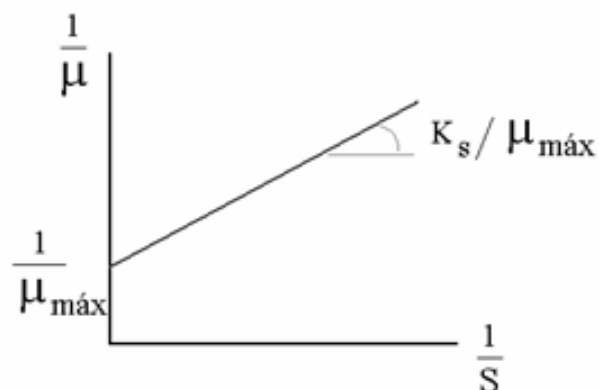
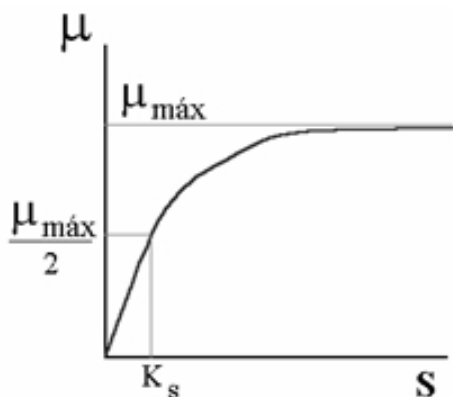
S = concentração de substrato biodegradável [$M.L^{-3}$] X

= concentração microbiana [$M.L^{-3}$]

Na figura a seguir é ilustrada a relação entre μ e S , prevista pelo modelo de Monod, uma hipérbole que apresenta $\mu_{\text{máx}}$ como valor assintótico.

Em condição de abundância de substrato, os microrganismos crescem com velocidade máxima ($\mu_{\text{máx}}$). Quando o substrato deixa de estar em abundância, μ diminui, até atingir o valor zero quando a concentração de substrato no meio se esgota totalmente.

Quando $S = K_s$, $\mu = \mu_{\text{máx}} / 2$, daí a denominação de K_s (constante de meia velocidade). As constantes do modelo ($\mu_{\text{máx}}$ e K_s) podem ser obtidas através do plot de $1/\mu$ versus $1/S$ (plot de Lineweaver-Burk), como mostrado a seguir.



O modelo de Monod foi proposto para culturas puras e, no caso do tratamento de efluentes, ele não consegue descrever a etapa de declínio celular, evidente e característica dos processos aeróbios de tratamento, que buscam atingir a menor concentração de substrato possível (máxima remoção de DBO). Assim, a região do gráfico que apresenta baixos valores de S caracteriza-se por apresentar taxas nulas ou negativas de crescimento celular.

Para o tratamento aeróbio de efluentes o modelo de Monod é modificado para incorporar um termo adicional referente à respiração endógena (modelo de Herbert - 1965):

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \frac{S}{K_s + S} - b$$

O termo b é denominado taxa de declínio celular ou taxa de respiração endógena e tem dimensão $[T^{-1}]$.

A equação do modelo pode ser expressa em termos de taxa de crescimento:

$$\frac{dX}{dt} = r_x = \mu_{\text{máx}} X \frac{S}{K_s + S} - bX$$

Com esse modelo é possível descrever as 4 fases anteriormente comentadas, características da evolução da concentração microbiana em sistemas aeróbios de tratamento de efluentes. Em algumas condições operacionais, o modelo de Monod pode ser simplificado:

$$\text{Se } K_s \ll S \rightarrow r_x = (\mu_{\text{máx}} - b) X$$

$$\text{Se } K_s \gg S \rightarrow r_x = KXS - bX \quad \text{onde } K = \mu_{\text{máx}} / K_s$$

Nas equações acima, se $b = 0$, teremos:

$$\text{Se } K_s \ll S \rightarrow r_x = \mu_{\text{máx}} X$$

$$\text{Se } K_s \gg S \rightarrow r_x = KXS$$

VII.2. Modelagem do consumo de substrato

Os modelos de consumo de substrato pressupõem, em geral, proporcionalidade entre o crescimento celular (excluído o tempo de declínio ou respiração endógena) e a utilização do substrato (catabolismo e anabolismo). O coeficiente de proporcionalidade Y ou $Y_{x/s}$ é definido da seguinte forma:

$$Y = \frac{dX}{dt} / -\frac{dS}{dt} \quad \text{ou} \quad Y = r_x / (-r_s)$$

Vale considerar que r_s apresenta, necessariamente, valores negativos ou nulos, visto que o substrato é sempre consumido no processo. Portanto, o modelo de consumo de substrato associado ao modelo de Monod pode ser expresso da seguinte forma:

$$r_s = -\frac{1}{Y} \left[\mu_{\max} X \frac{S}{K_s + S} \right]$$

Da mesma forma que a taxa de crescimento, a taxa de consumo de substrato também pode ser simplificada:

$$\text{Se } K_s \ll S \rightarrow r_s = -\frac{\mu_{\max}}{Y} X$$

$$\text{Se } K_s \gg S \rightarrow r_s = -\frac{KX}{Y} \quad \text{onde } K = \mu_{\max} / K_s$$

O modelo de Pirt supõe que o substrato consumido é empregado para síntese de material celular e também para gerar energia para manutenção celular, surgindo o termo m , denominado de coeficiente de manutenção do metabolismo celular e com dimensão $[T^{-1}]$.

$$r_s = -[mX + r_x/Y]$$

No caso do modelo de crescimento ser o de Monod, tem-se:

$$r_s = - \left[mX + \frac{1}{Y} \mu_{\max} X \frac{S}{K_s + S} \right]$$

Outro modelo empregado para a taxa de consumo de substrato é o de primeira ordem em relação ao consumo de substrato, válido para sistemas com baixa concentração de biomassa, como as lagoas aeradas:

$$r_s = -kS$$

VII.3. Modelagem do consumo de oxigênio

O oxigênio é utilizado na oxidação bioquímica dos substratos assimilados, na biossíntese (síntese de novas células) e na oxidação bioquímica das reservas celulares (respiração

endógena). Assim, seu consumo está associado à utilização de substrato (r_s) e à respiração endógena. O modelo usualmente proposto para o consumo de oxigênio é:

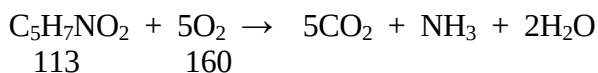
$$r_{O_2} = a_o r_s - b'X$$

Onde:

a_o = coeficiente que relaciona a demanda de oxigênio com o consumo de substrato [$\text{kg O}_2/\text{kg DBO}$]

b' = coeficiente relativo ao consumo de oxigênio para a respiração endógena [$\text{kg O}_2/\text{kg SVS.dia}$]

Se uma fórmula elementar for empregada para a matéria celular ($\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z\text{N}_w\text{P}_o$), através de considerações estequiométricas pode-se relacionar o coeficiente b (da equação de r_x) com o coeficiente b' . Alguns autores sugerem que a matéria celular pode ser representada pela seguinte fórmula: $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ (proposta por Hoover & Porges em 1952) e daí vem a relação $b' = 1,42 b$.



$$160/113 = 1,42 \text{ kgO}_2/\text{kg biomassa (SVS)}$$

VII.4. Balanço de massa aplicado ao biorreator

Os biorreatores podem operar nas seguintes formas:

- de modo contínuo sem recirculação de biomassa
- de modo contínuo com recirculação de biomassa
- em batelada.

No primeiro caso, pode-se considerar a figura correspondente às lagoas aeradas e agitadas como referência e adotar as seguintes hipóteses:

- o reator opera em regime permanente e
- a hidrodinâmica da fase líquida pode ser representada pelo modelo ideal de mistura perfeita.

Com base nessas hipóteses, balanços materiais podem ser aplicados para a matéria orgânica biodegradável (substrato) e para a biomassa.

Para o substrato resulta:

$$\text{Entrada} - \text{Saída} - \text{Consumo} = \text{Acúmulo} = \text{zero (regime permanente ou estacionário)}$$

$$\text{Entrada} - \text{Saída} - \text{Consumo} = 0$$

$$Q_{So} - Q_{Se} + r_s V = 0$$

Q_{So} e Q_{Se} = taxas de massa (massa/tempo) na entrada e saída do reator r_s = apresenta valores negativos, por conta da cinética do processo.

Para a biomassa resulta:

Entrada - Saída + Geração = Acúmulo = zero (regime permanente ou estacionário)

Entrada - Saída + Geração = 0

$$QX_o - QX_e + r_x V = 0$$

Se $X_o = 0$ ou desprezível: $- QX_e + r_x V = 0$

Buscando expressões para r_x e r_s , temos de empregar um modelo cinético que represente adequadamente o processo. Os modelos cinéticos são empíricos, mas sua seleção deve se basear em experimentos de laboratório, que permitam verificar sua representatividade e adequação. Adotando os modelos mais empregados para representar os eventos de crescimento microbiano e de consumo de substrato, representado pelas equações abaixo:

$$r_x = \mu_{\max} X \frac{S}{K_s + S} - bX$$

$$r_s = -\frac{1}{Y} \left[\mu_{\max} X \frac{S}{K_s + S} \right]$$

Substituindo as equações acima nas equações de balanço, e considerando que no meio reacional tem-se $X = X_e$ e $S = S_e$ (mistura perfeita) e que $\tau = V/Q$ (tempo médio de retenção hidráulica no reator), pode-se reescrever as equações acima da seguinte forma:

$$QSo - QSe + r_s V = 0$$

$$So - Se + r_s \frac{V}{Q} = 0$$

$$So - Se + r_s \tau = 0$$

$$\tau = -(So - Se) / r_s$$

$\tau = Y(So - Se) (K_s + Se) / (\mu_{\max} X_e Se)$

(1)

$$- QX_e + r_x V = 0$$

$$- X_e + r_x \frac{V}{Q} = 0$$

$$- X_e + r_x \tau = 0$$

$$\tau = X_e / r_x$$

$$1/\tau = r_x / X_e$$

$$1 = \frac{\tau \mu_{\max} S_e}{K_s + S_e} - b\tau \quad (2)$$

Numa situação de projeto, S_o é conhecida e deseja-se obter um efluente tratado com concentração S_e . Uma vez conhecidos os parâmetros cinéticos pode-se determinar na equação (2) o valor de τ . Conhecida a vazão Q obtém-se de imediato o volume do reator (V). Com o valor de τ na equação (1) calcula-se o valor de X_e .

Para o segundo modo de operação (com recirculação de biomassa), a figura relativa ao processo de lodos ativados serve de referência. Para o substrato, o balanço material resulta:

$$\text{Entrada} - \text{Saída} - \text{Consumo} = 0$$

$$rQSe + QSo - (1 + r)QSe + r_s V = 0$$

$rQSe + Qso$ = contribuições da corrente de recirculação (considerando que $S = S_e$ nessa corrente) e do efluente a ser tratado.

Para a biomassa, o balanço material resulta:

$$\text{Entrada} - \text{Saída} + \text{Geração} = 0$$

$$rQXu - (1 + r)QXe + r_x V = 0$$

$rQXu$ = contribuição da corrente de recirculação (considerando $X = X_u$ nessa corrente).

r = razão de recirculação = quociente entre a vazão de recirculação (rQ) e a vazão afluenta (Q)

Substituindo as equações cinéticas no termo de reação correspondente das equações de balanço, temos:

$$rQSe + QSo - (1 + r)QSe + r_s V = 0$$

$$rSe + So - (1 + r)Se + r_s \frac{V}{Q} = 0$$

$$rSe + So - (1 + r)Se + r_s \tau = 0$$

$$So - Se + r_s \tau = 0$$

$$So - Se = - r_s \tau$$

$$So - Se = \frac{\mu_{\max} X_e S_e \tau}{Y (K_s + S_e)} \quad (3)$$

$$rQX_u - (1 + r)QX_e + r_x V = 0$$

$$rX_u - (1 + r)X_e + r_x \frac{V}{Q} = 0$$

$$rX_u - (1 + r)X_e + r_x \tau = 0$$

$$\frac{rX_u}{X_e} + \frac{r_x \tau}{X_e} = 1 + r$$

$$\frac{rX_u}{X_e} + \tau \left(\frac{\mu_{\max} S_e}{K_s + S_e} - b \right) = 1 + r \quad (4)$$

O parâmetro τ ($=V/Q$) neste caso não corresponde ao tempo médio de retenção hidráulica por conta da corrente de recirculação, que também alimenta o reator.

Para uma situação de projeto, sendo conhecidos os parâmetros dos modelos cinéticos, a vazão afluyente e os valores de S_o e S_e , pode-se determinar os valores de τ , X_e , r e X_u . Há, portanto, um número maior de incógnitas do que de equações. Os cálculos podem ser feitos arbitrando-se um valor para X_u , em geral na faixa de 8000 a 12000 mg SVS/L e um valor para r (0,5 é um valor bastante praticado). Na realidade, fixando-se X_u , as demais incógnitas podem ser calculadas para diversos valores de r , gerando-se um quadro relativamente amplo de alternativas de projeto.

Simulações de projeto feitas com as equações anteriores revelam que o volume (V) e a concentração microbiana (X_e) variam fortemente para valores de r na faixa de 0 a 0,3. Em termos práticos, o emprego da recirculação permite operar o processo com elevada concentração microbiana, diminuindo o volume reacional necessário para uma dada conversão de substrato.

Para o caso da operação em batelada, o balanço material para substrato e biomassa resulta:

$$\text{Entrada} - \text{Saída} - \text{Consumo} = \text{Acúmulo}$$

$$+ r_s V = V \frac{dS}{dt}$$

$$r_s = \frac{dS}{dt}$$

$$\text{Entrada} - \text{Saída} + \text{Geração} = \text{Acúmulo}$$

$$+ r_x V = V \frac{dX}{dt}$$

$$r_x = \frac{dX}{dt}$$

Uma vez selecionado o modelo cinético, sua substituição nas equações acima resulta em:

$$\frac{dS}{dt} = - \frac{\mu_{\max} X S}{Y (K_s + S)}$$

$$\frac{dX}{dt} = \frac{\mu_{\max} X S}{K_s + S} - bX$$

A condição inicial associada às equações acima é:

$$t=0, X=X_0, S=S_0$$

X_0 e S_0 correspondem às concentrações de biomassa e substrato biodegradável presentes no meio reacional no instante de início da reação em batelada. As equações diferenciais apresentadas são não lineares, não havendo solução analítica. Soluções numéricas podem ser facilmente obtidas com o emprego de pacotes computacionais. A operação de reatores em escala de laboratório pode levar à escolha de modelos cinéticos adequados e à determinação de seus parâmetros.

VII.5. Aeração e transferência de oxigênio em processos biológicos de tratamento

A transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida pode ser feita de duas maneiras:

- por agitação mecânica
- por aeração difusa

Agitação mecânica

Os aeradores/agitadores mecânicos promovem grande turbulência na superfície do líquido, formando emulsões ar-líquido nas regiões onde atuam. Também imprimem velocidade ao líquido de modo a manter em suspensão os flocos microbianos nos tanques ou lagoas de tratamento.

Difusores

Os difusores transferem oxigênio para a fase líquida através da geração de um grande número de bolhas, cujo movimento ascendente no líquido contribui para a agitação do meio. As bolhas podem ser geradas pela passagem do gás por peças difusoras ou por ejetores do tipo bocal ou venturi. Nesses últimos a corrente líquida que atravessa o dispositivo imprime velocidade ao restante da massa líquida, promovendo a agitação do meio.

Os difusores são peças de material cerâmico, vidro sinterizado, e membranas filtrantes, entre outros. Instalados próximos ao fundo dos tanques, de modo uniforme, ou em tanques em forma de canal, em um dos lados. Os difusores podem ter formatos muito diversos (placas, discos, domos, membranas, tubos, etc.).

A geometria do tanque e o tipo de aerador a ser empregado estão associados. No caso de tanques com geometria retangular, tanto aeradores mecânicos como difusores podem ser empregados. Para tanques cilíndricos com maior altura de líquido, os difusores e os ejetores são os sistemas mais adequados. Para lagoas aeradas e agitadas, os aeradores mecânicos são os dispositivos mais empregados.

Nos sistemas de tratamento de efluentes, o oxigênio deve ser transferido para suprir as necessidades de consumo dos microrganismos. Desse modo, pode-se escrever:

Consumo de O_2 pelos m-orgs. = Taxa de O_2 transferido ao meio

$$r_{O_2} V = k_L a (c^* - c) V$$

Onde:

r_{O_2} = taxa de consumo de O_2 pelos microrganismos $[M.L^{-3}.T^{-1}] V$

= volume de líquido $[L^3]$

k_L = coeficiente de transferência de massa ou coeficiente de película associado à interface a = área interfacial específica (área total de troca/volume da fase líquida)

$k_L a$ = coeficiente global de transferência de oxigênio $[T^{-1}] c^*$

= conc. de saturação de O_2 no líquido $[M.L^{-3}]$

c = conc. de O_2 dissolvido na fase líquida $[M.L^{-3}]$

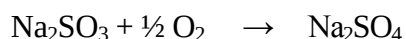
Esta equação pressupõe que a resistência à transferência de oxigênio se situa na fase líquida e que a taxa de transferência pode ser expressa pelo produto de um coeficiente global de transferência ($k_L a$) pelo volume de líquido e pela diferença de concentração de oxigênio dissolvido na condição de saturação e no seio do líquido.

Nos sistemas de tratamento de efluentes, em consequência da complexidade da distribuição das fases líquida e gasosa, não meios confiáveis de se estimar os parâmetros k_L e a . Entretanto, o produto entre eles ($k_L a$) pode ser determinado experimentalmente.

Determinação de $k_L a$ com água da rede:

No tanque de aeração, contendo água da rede, deve ser instalado um sensor de oxigênio dissolvido. O sistema de aeração deve ser acionado até se atingir o nível de saturação do oxigênio dissolvido (c^*) nas condições do teste. A $20^\circ C$ e 1 atm, $c^* = 9,1$ mg/L (água pura).

Adiciona-se então quantidade apropriada de sal de cobalto ou de cobre (catalisadores) e excesso de sulfito de sódio à água. O oxigênio dissolvido será sequestrado pela reação química abaixo:



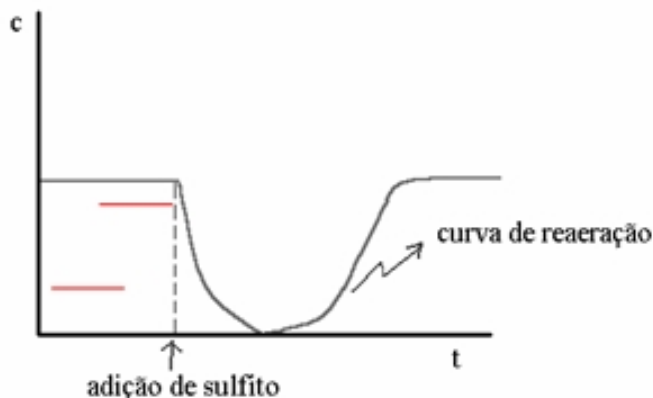
A quantidade de sulfito de sódio a ser adicionada pode ser calculada segundo a estequiometria da reação acima, conhecendo-se o volume do tanque e a concentração de saturação (c^*). O excesso de 10 a 15% do valor estequiométrico assegura que o nível de oxigênio dissolvido (OD) no líquido permaneça nulo por um certo período até o início do monitoramento. Em algumas situações (pequena escala) a desoxigenação da água pode ser feita com N_2 ao invés de sulfito de sódio.

A figura a seguir ilustra a curva de variação do OD durante o ensaio de determinação de $k_L a$. Os valores de $c \times t$ obtidos no período de enriquecimento da fase líquida em oxigênio dissolvido podem ser explorados segundo a equação abaixo:

$$\frac{dC}{dt} = k_L a (c^* - c)$$

Com a condição inicial $t=0$, $c=0$, a integração da equação acima resulta:

$$\ln \frac{c^* - c}{c^*} = -k_L a t$$



Com valores de C obtidos no intervalo linear da curva (entre as duas linhas pontilhadas) e com o valor de c^* , pode-se calcular o valor de $k_L a$ (coeficiente angular do trecho retilíneo). Os valores de c abaixo da linha de baixo apresentam certo erro, pois os valores de OD registrados são baixos e não muito precisos. Acima da linha pontilhada de cima, as variações de OD ocorrem mais lentamente, podendo haver imprecisão no cálculo do logaritmo neperiano, pois a diferença $(c^* - c)$ é muito pequena. Assim, apenas os dados contidos entre as linhas pontilhadas são utilizados para a elaboração de um gráfico relacionando $\ln \frac{c^* - c}{c^*}$ com t .

A taxa de transferência de oxigênio por unidade de volume (N_{O_2}) pode ser expressa por:

$$N_{O_2} = k_L a (c^* - c) \quad [M.L^{-3}.T^{-1}]$$

Essa taxa é afetada por vários fatores, que podem incidir tanto em $k_L a$ como em c^* . c^* é afetada por temperatura, pressão, composição do gás (ar, ar enriquecido, O_2 puro), composição do efluente, em especial pela salinidade. $k_L a$ por sua vez é afetada pela presença de substâncias tensoativas no efluente, temperatura, salinidade, entre outros fatores.

Para levar em conta o efeito de vários desses fatores no valor de $k_L a$, Eckenfelder et al. definiram um coeficiente que indica o desvio provocado pelo meio (conteúdo do biorreator) no valor desse parâmetro determinado nas condições padrão: $\alpha =$

$$\alpha = \frac{K_L a_{\text{efluente}}}{K_L a_{\text{água}}}$$

Na literatura são registrados valores de α na faixa de 0,3 a 1,0, com forte incidência no intervalo 0,7 - 0,8.

Correções do efeito da temperatura no valor de $k_L a$ numa faixa próxima ao valor padrão ($20^\circ C$) podem ser feitas com auxílio da expressão:

$$K_L a(T) = K_L a(20) \cdot 1,024^{(T-20)}$$

Onde $k_L a(T)$ e $k_L a(20)$ são os valores medidos na temperatura T ($^{\circ}\text{C}$) e a 20°C , respectivamente.

Alguns autores definem um coeficiente que engloba o efeito de vários fatores no valor da concentração de saturação:

$$\beta = \frac{c^*_{\text{efluente}}}{c^*_{\text{água da rede}}}$$

Na literatura, valores de β para diferentes efluentes apontaram para a faixa de 0,70-0,95.

Levando-se em conta as correções acima referidas, pode-se reescrever a equação da taxa de transferência de oxigênio por unidade de volume:

$$N_{O_2} = \alpha k_L a(20) \cdot 1,024^{(T-20)} (\beta c^* - c)$$

Os valores de $k_L a$ são determinados pelos fabricantes sob condições padrão (água da rede, 20°C , 1 atm) para calcular valores característicos dos dispositivos de aeração, tais como:

- capacidade oxigenante - corresponde à taxa de massa de oxigênio transferida à água, obtida em teste realizado sob condições padronizadas. Expressa o valor de uma taxa máxima virtual de transferência de oxigênio, calculada pela expressão:

$$CO = k_L a (c^* - c) V$$

$$CO_{\text{máxima}} = k_L a c^* V$$

CO é expressa em $\text{kg O}_2/\text{h}$. Num biorreator, a taxa máxima não será atingida, pois $C \neq 0$.

- rendimento energético - taxa de O_2 transferido, em condições padrão, por unidade de potência dissipada. Também é um valor ideal, em geral maior do que o observado em condições usuais de operação dos biorreatores.

$$\eta_E = \frac{CO}{P} \quad \text{kgO}_2/\text{kWh}$$

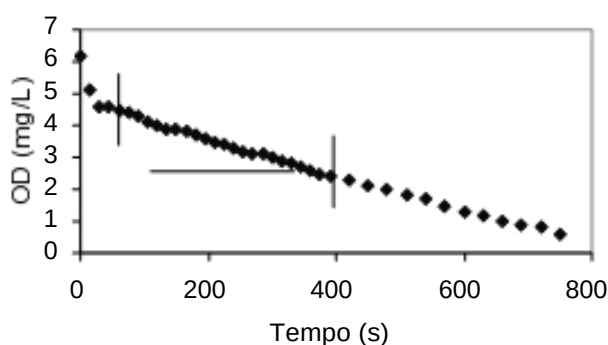
Onde P é a potência dissipada pelos dispositivos de aeração. Para aeradores de superfície, $\eta_E = 1,0 - 2,0 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$ e para difusores, $\eta_E = 1,0 - 2,5 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$.

Para o processo de lodos ativados é comum se encontrar potências de aeração instaladas na faixa de 20 a 60 W/m^3 de tanque de aeração. No caso das lagoas aeradas e agitadas, os níveis de potência são menores, na faixa de 5 a 15 W/m^3 .

- rendimento mássico - massa de O_2 transferida por massa de O_2 introduzida/alimentada ao tanque. Usado apenas para sistemas de borbulhamento (difusores e ejetores), ou seja, sistemas em que é possível quantificar o aporte de oxigênio ao tanque de aeração. O rendimento mássico dos difusores depende da altura de líquido, podendo atingir para os tanques convencionais (3 a 4 m de líquido) valores de $5 - 25\%$. Os ejetores apresentam valores um pouco superiores.

Determinação da taxa de respiração microbiana (r_{O_2})

O valor de r_{O_2} pode ser determinado experimentalmente em condições de processo. Para tal procede-se da seguinte forma: retira-se uma amostra do biorreator em operação. Caso o nível de OD no meio esteja baixo, deve-se aerar a amostra com um borbulhador de aquário ou agitando vigorosamente o meio em um recipiente fechado, contendo volume adequado de ar sobre a fase líquida. A seguir, transfere-se o meio previamente aerado para um frasco de DBO munido de um bastão magnético. Um sensor de OD deve ser acoplado ao frasco de DBO e, a seguir, são feitas medidas de OD ao longo do tempo. O resultado obtido é ilustrado na figura a seguir.



Considerando-se somente o trecho linear na figura, pode-se calcular o coeficiente angular ($\text{tg}\theta$) e, assim, a taxa r_{O_2} , expressa em $\text{mg O}_2/\text{L}\cdot\text{min}$.

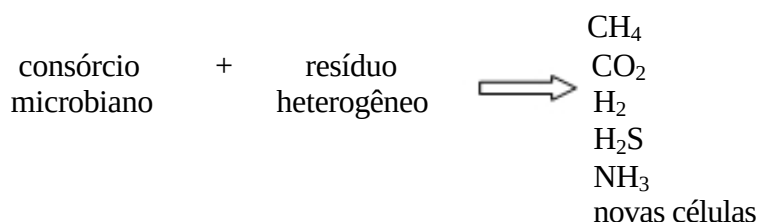
Essa taxa recebe a denominação em inglês de OUR (oxygen uptake rate). A taxa específica de consumo de oxigênio (q_{O_2}) pode ser calculada dividindo-se r_{O_2} pela concentração de biomassa no teste (X_e):

$$q_{O_2} = r_{O_2} / X_e$$

q_{O_2} tem dimensão $[T^{-1}]$ e pode ser expresso em min^{-1} . Em inglês utiliza-se a denominação SOUR (specific oxygen uptake rate).

Capítulo VIII - Processos biológicos anaeróbios

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto por várias reações sequenciais, cada uma com sua população bacteriana específica. Consiste na estabilização da matéria orgânica, pela ação de bactérias anaeróbias, que é convertida em metano e compostos inorgânicos como amônia e dióxido de carbono. Estabilização vem a ser a redução do teor orgânico (para efluentes e lodos) e de volume (para lodos), obtidos pela ação das bactérias anaeróbias sobre os resíduos.



VIII.1. Introdução

A digestão anaeróbia é um processo muito antigo. O metano gerado no processo de decomposição da matéria orgânica, em condições anaeróbias, foi durante muito tempo denominado de gás dos pântanos, em função de sua grande produção nesses ambientes. O homem aprendeu a utilizar os microrganismos anaeróbios (na produção de queijos, vinho e cerveja) muito antes de saber de sua existência.

O desenvolvimento de sistemas aeróbios mais eficientes como os Filtros Biológicos (Inglaterra -1893) e os Lodos Ativados (Inglaterra - 1914), fez com que até o final da década de 70 o tratamento anaeróbio ficasse limitado ao tratamento do lodo gerado nestes processos e de resíduos agrícolas em digestores convencionais, e ao tratamento de efluentes líquidos altamente concentrados ($DBO > 5000 - 10000 \text{ mg/L}$) em lagoas anaeróbias ou reatores agitados. Até hoje esta tecnologia ainda é empregada na digestão dos lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos domésticos.

Nas décadas de 1920 e 1930, realizaram-se numerosos estudos sobre a influência da temperatura, a importância da inoculação e do controle do pH em sistemas anaeróbios. A baixa taxa de crescimento dos microrganismos anaeróbios, em especial os metanogênicos, impõe tempos de retenção hidráulica muito altos (da ordem de vários dias) nos reatores anaeróbios contínuos e agitados. Assim, a necessidade de reter uma grande massa microbiana no interior dos reatores, reduzindo esses tempos elevados, levou os pesquisadores à busca de modelos de reator que atendessem essas exigências. Na década de 1950, ocorreu a introdução da mistura mecanizada nos digestores e surgiu o reator de contato anaeróbio, que emprega o reciclo de biomassa a partir de um sedimentador externo. Em 1969, o trabalho de Young & McCarty com Filtros Anaeróbios Ascendentes (reatores com área superficial suficiente para a adesão microbiana) ampliou a aplicação do tratamento anaeróbio para águas residuárias industriais.

Nas décadas de 1970 e 1980, houve uma evolução significativa dos sistemas de tratamento anaeróbio, devido a fatores como: crise energética, melhor entendimento dos processos bioquímicos, desenvolvimento de reatores de alta taxa, melhoria nos aspectos de mistura hidráulica e retenção de lodo, maiores eficiências de remoção de matéria orgânica, e desenvolvimento de tanques com menores dimensões e menores tempos de retenção. No final dos anos 70 a equipe do Prof. Gatzke Lettinga observou o fenômeno de granulação da biomassa em ambiente anaeróbio, o que permitiu operar reatores com alta taxa hidráulica sem arraste apreciável dos microrganismos. O modelo proposto por Lettinga (UASB - up-flow anaerobic sludge blanket) ganhou extraordinária difusão a partir dos anos 80 e modelos mais modernos, como os de circulação interna vêm sendo instalados.

Esses desenvolvimentos permitiram ampliar a utilização dos processos anaeróbios, de modo que os atuais reatores anaeróbios podem ser aplicados para qualquer tipo de efluente: concentrado (efluentes de indústrias cervejeiras, de refrigerantes, feculárias, indústrias alimentícias) ou diluído (esgoto doméstico, em menor escala); em baixa ou alta temperatura; como unidade única, em múltiplos estágios, ou em combinação com outros processos (aeróbios e físico-químicos).

Em comparação com os processos aeróbios, podem ser destacadas algumas vantagens e inconvenientes do tratamento anaeróbio.

Vantagens: baixa produção de sólidos (5-10 vezes < proc. aeróbios); dispensa o uso de aeração e, em decorrência, apresenta baixo consumo de energia (menores custos operacionais); baixo consumo de nutrientes (N e P) em função da menor produção de biomassa; gera gás combustível (CH₄) com elevado teor calorífico que, em alguns casos, pode representar um insumo energético relevante; possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses, sem perda significativa de sua atividade;

Inconvenientes: não apresenta alta eficiência de remoção de matéria orgânica, exigindo alguma forma de pós-tratamento (aeróbio ou físico-químico); bactérias anaeróbias são mais susceptíveis à inibição por poluentes tóxicos e inibidores; geração de maus odores, porém controláveis (proc. físico-químicos e/ou microaerofílicos); efluente tratado apresenta baixo nível de oxigênio dissolvido e pode apresentar cor e/ou odor.

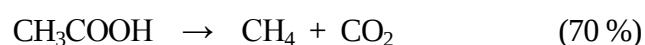
VIII.2. Microbiologia e bioquímica do processo

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto por várias reações sequenciais, cada uma com sua população bacteriana específica. A conversão de matéria orgânica pode ser compreendida como um processo em 4 etapas:

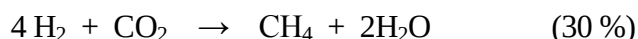
- Hidrólise: material orgânico complexo é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular por bactérias fermentativas hidrolíticas (gêneros predominantes são Bacteroides, Clostridium, Enterobacter, Escherichia, Citrobacter, Butyrivibrio, Eubacterium, Lactobacillus, entre outros), que produzem e excretam enzimas (lipases, proteases, celulasas e amilases) que atuam sobre este material. Quase sempre, é a etapa limitante do processo.
- Fermentação ácida ou Acidogênese: os compostos dissolvidos gerados na hidrólise são absorvidos por bactérias fermentativas acidogênicas e transformados nos chamados ácidos orgânicos voláteis (fórmico, acético, propiônico, butírico, valérico).
- Fermentação acetogênica ou Acetogênese: conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para formação de CH₄: acetato, H₂ e CO₂. Atuam nesta etapa bactérias acetogênicas facultativas e anaeróbias obrigatórias.
- Metanogênese: através da respiração anaeróbia, substâncias orgânicas simples (C1 e C2) são convertidas em produtos finais mais simples como CH₄ e CO₂. Atuam nesta etapa arqueas metanogênicas anaeróbias obrigatórias.

A metanogênese pode ser:

- acetotrófica ou acetoclástica: responsáveis por 60 - 70% da produção de CH₄. Gêneros mais comuns são: Methanosarcina, Methanothrix (atualmente denominada Methanosaeta).



- hidrogenotrófica: respondem por 30% da produção de metano. Gêneros predominantes: Methanobacterium, Methanospirillum, Methanobrevibacter.



Nos ambientes anaeróbios também se verifica a presença de bactérias homoacetogênicas (dos gêneros Clostridium, Acetobacterium) que consomem hidrogênio e gás carbônico para produção de acetato

Outro grupo microbiano presente nos ambientes anaeróbios é o das bactérias sulfato-redutoras (BRS) que promovem a redução desassimilativa do íon sulfato (aceptor final de elétrons). Em baixas concentrações, as BRS agem como bactérias acetogênicas, produzindo acetato, H_2 e sulfetos. No entanto, sob altas concentrações de sulfato, as BRS competem com os demais grupos pela utilização dos ácidos voláteis e outros intermediários e geram grandes quantidades de H_2S , que é tóxico para as metanogênicas, provoca corrosão e mau cheiro e pode precipitar íons metálicos, além de reduzir a produção de CH_4 .

A Figura VIII.1 mostra todas as etapas envolvidas na digestão anaeróbia, conforme proposto por McInerney e Bryant (1981).

VIII.3. Aspectos termodinâmicos

Uma etapa crítica do processo é a acetogênese, pois as reações de degradação dos ácidos de maior cadeia são termodinamicamente desfavoráveis ($\Delta G_0 > 0$), conforme apresentado no quadro a seguir.

Reações de oxidação (doadoras de elétrons)		ΔG_0 (KJ/mol)
Propionato → Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2$	+ 76,1
Butirato → Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+ 48,1
Etanol → Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+ 9,6
Lactato → Acetato	$\text{CH}_3\text{CHOHCOO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	- 4,2
Reações de redução (aceptoras de elétrons)		
Bicarbonato → Acetato	$2\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	- 104,6
Bicarbonato → Metano	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	- 135,6
Sulfato → Sulfeto	$\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{HS}^- + 4 \text{H}_2\text{O}$	- 151,9

As reações se deslocam para a direita, caso a concentração de H_2 seja baixa. A remoção contínua de H_2 através de reações aceptoras de elétrons permite que as reações aconteçam. Por exemplo, a conversão do propionato em acetato não é termodinamicamente favorável:



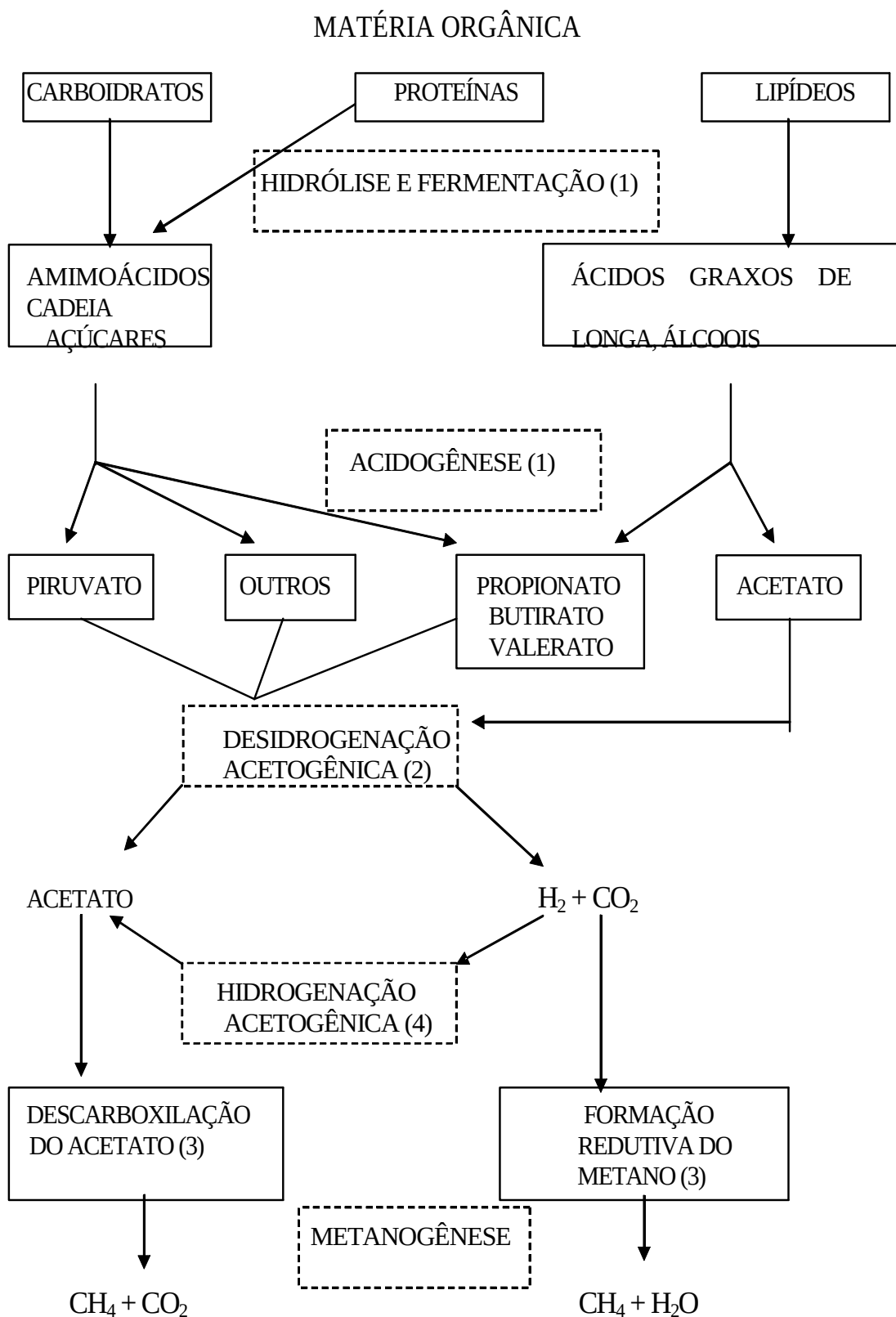
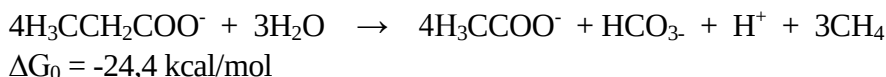


Fig. VIII.1 - Esquema ilustrativo dos processos anaeróbios (McInerney e Bryant, 1981).

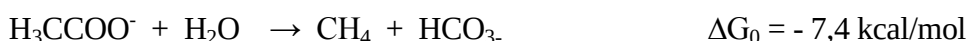
Para que ela ocorra o H_2 deve ser consumido, de modo a deslocar o equilíbrio para a direita. A hidrogenação do formiato (segunda reação), produto da primeira reação, é termodinamicamente favorável:



A associação destas duas reações é favorável do ponto de vista termodinâmico:



A conversão do acetato a metano é, por sua vez, termodinamicamente favorável:



Esse exemplo mostra que a produção de acetato, passo importante para a ocorrência da metanogênese, depende do consumo do hidrogênio produzido nas etapas anteriores. Daí, num digestor, a pressão parcial de H_2 ser a menor possível ($\leq 10^{-4}$ atm) para assegurar a conversão dos ácidos a acetato.

Do ponto de vista da microbiologia do processo, deve haver uma íntima associação entre as bactérias acetogênicas e os microrganismos consumidores de H_2 (bactérias homoacetogênicas e arqueas metanogênicas hidrogenotróficas).

VIII.4. Fatores importantes na digestão anaeróbia

A temperatura afeta a velocidade do metabolismo das bactérias, o equilíbrio iônico e a solubilidade dos substratos. De acordo com a temperatura empregada, a digestão anaeróbia pode ser dividida em:

psicrofílica	$T < 20^\circ\text{C}$	eficiências muito baixas
mesofílica	$20 < T < 42^\circ\text{C}$	bom desempenho
termofílica	$50 < T < 65^\circ\text{C}$	ideal para altos teores de material particulado

Gás carbônico dissolvido e ácidos graxos voláteis (AGV) contribuem para a redução do pH, enquanto íons como NH_4^+ e Na^+ contribuem para o aumento do pH. Como microrganismos diferentes atuam nas diferentes fases da digestão anaeróbia, suas necessidades em termos de pH também diferem. Por exemplo: o pH ideal na acidogênese é 5,8 - 6,0. Já na metanogênese, o pH ideal é de 6,8 - 7,2. Portanto, no reator o pH deve ser mantido na faixa de 6,6 - 7,6. Recomenda-se que a alcalinidade ideal esteja na faixa de 1000 - 5000 mg $CaCO_3/l$ e que a concentração de AGV não ultrapasse 250 mg/l. No entanto, existem relatos de reatores operando com concentrações muito distintas e apresentando boas eficiências de remoção.

Macronutrientes como N, P (os mais importantes), K, S, Ca e Mg são necessários para se manter uma relação DQO: N: P ideal. Por exemplo: para uma biomassa com um baixo coeficiente de produção celular ($Y_{X/S} = 0,05 \text{ kg SVS/kg DQO}$), a relação DQO:N:P é de 1000:5:1; para uma biomassa com um coeficiente de produção celular mais alto ($Y_{X/S} =$

0,15 kg SVS/kg DQO), a relação é de 350: 5: 1. Micronutrientes como Fe, Ni, Co, Mo, Zn, Mn e Cu, às vezes, podem ser adicionados para se aumentar a eficiência de degradação.

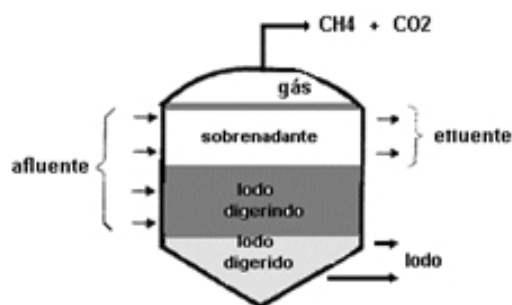
Os principais agentes tóxicos para os microrganismos anaeróbios são: Na, K, Ca e Mg, sulfetos, amônia e metais pesados. O efeito depende da concentração destas substâncias. Sulfeto, em altas concentrações, é tóxico para as metanogênicas. Em algumas situações pode ser removido por precipitação na forma de sulfetos de metais pesados. Com relação aos compostos orgânicos tóxicos, os processos anaeróbios são muito menos sensíveis do que anteriormente imaginado. Culturas adaptadas podem degradar compostos tóxicos a taxas maiores que outros não tóxicos.

Medidas de controle de agentes tóxicos consistem, em primeiro lugar, na manutenção do pH ideal, seguido de interrupção no fornecimento do composto tóxico e espera para recuperação da cultura. Em muitas situações, pode-se adicionar compostos antagonísticos ao tóxico presente como a adição de SO_4^{2-} ou S^{2-} para precipitar metais pesados em solução.

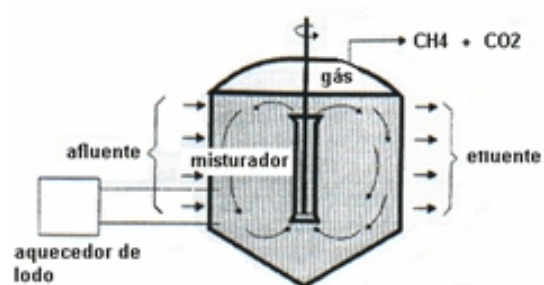
VIII.5. Biorreatores

Digestores de lodo:

Os primeiros reatores anaeróbios foram projetados para o tratamento dos lodos gerados nas estações de tratamento. Os digestores de taxa padrão são tanques de volume muito elevado, sem mistura e sem aquecimento, em que a digestão, espessamento do lodo e formação de sobrenadante ocorrem simultaneamente no mesmo ambiente, resultando que menos de 50% do volume do digestor é utilizado. A formação de espuma é frequente. Usados para pequenas instalações, com tempos de retenção hidráulica (TRH) de aproximadamente 30 a 60 dias. Mais tarde, para melhorar aspectos de mistura e taxa de reação, surgiram os digestores de alta taxa, com mistura e aquecimento. Este reatores já podem receber maior carga de sólidos, em comparação com os digestores de taxa padrão, apresentam maiores taxas de digestão e TRH de 15 dias ou menos.



Digestor de taxa padrão

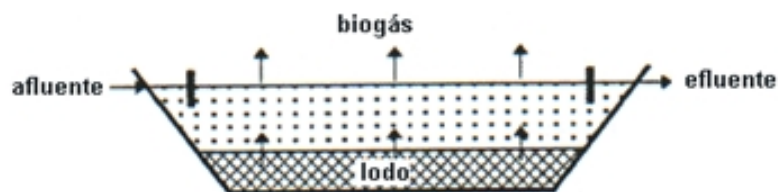


Digestor de alta taxa

Lagoas de estabilização anaeróbias:

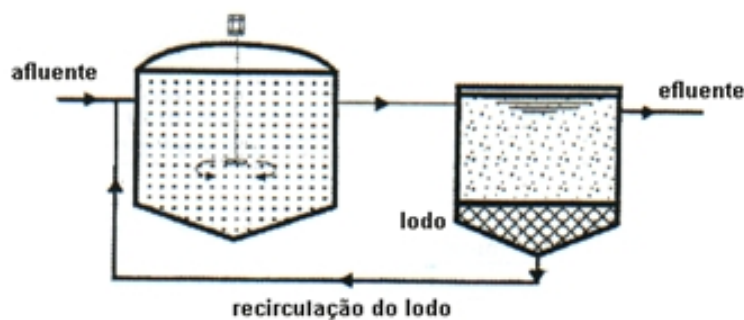
As lagoas apresentam fluxo horizontal arbitrário e a sedimentação e digestão dos sólidos ocorre ao fundo das mesmas. São utilizadas em combinação com outros tipos de lagoas (facultativas e aeróbias). Apresentam TRH de 3-6 dias e operam com cargas orgânicas volumétricas (COV) de 0,3 Kg DBO₅/m³.d (T > 20°C). Apresentam elevada possibilidade

de liberação de maus odores e proliferação de insetos. Apresentam elevado requisito de área, mesmo com profundidades de 2 a 4 m.



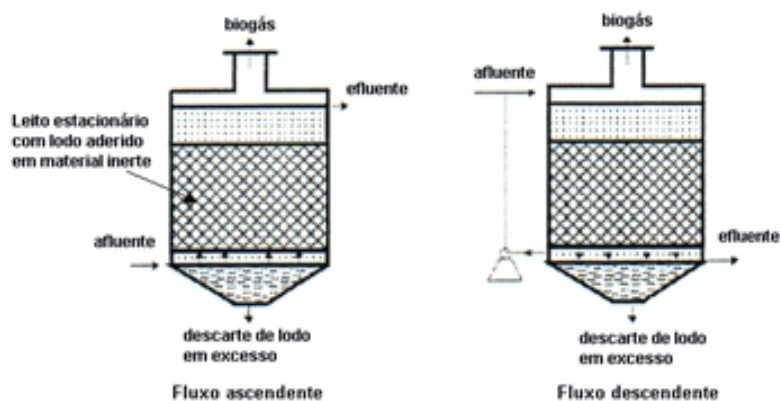
Reator de contato anaeróbico:

Reator de mistura completa seguido de sedimentador com retorno do lodo sedimentado para o reator. O reciclo de sólidos sedimentados para o reator permite que uma maior concentração de sólidos seja alcançada no reator (maior tempo de retenção celular). Operam com TRH de 2-10 h e COV de 0,5-2,5 Kg DQO/m³.d. Um problema na operação deste reator é a produção de gás no sedimentador e a perda de lodo com o efluente.



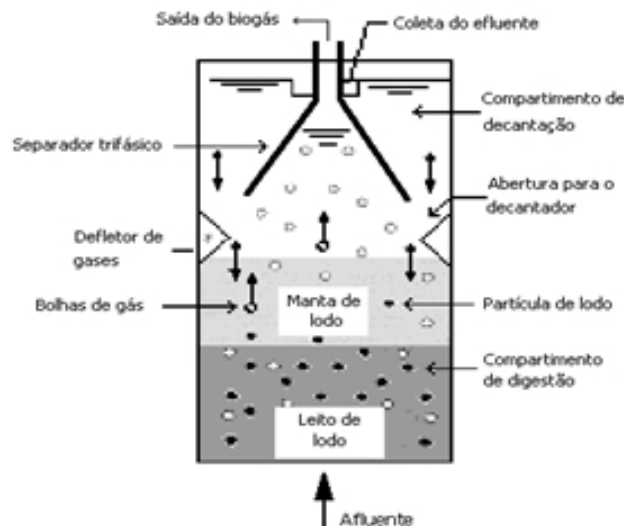
Filtros anaeróbios:

São reatores de biomassa aderida a material suporte, em que o efluente percola o leito de material suporte e entra em contato com os microrganismos do biofilme. Podem ser de fluxo ascendente ou descendente, com ou sem recirculação do efluente. Meio suporte para adesão dos microrganismos varia de pedra, peças plásticas, até elementos cerâmicos. Reatores com elevado tempo de retenção celular (TRC) pois os microrganismos crescem aderidos na forma de biofilme e nos interstícios do meio suporte. Apresentam TRH de 12-96 h e COV de 0,2-16,0 Kg DQO/m³.d. Problemas na operação destes reatores são a colmatação e o entupimento do leito.



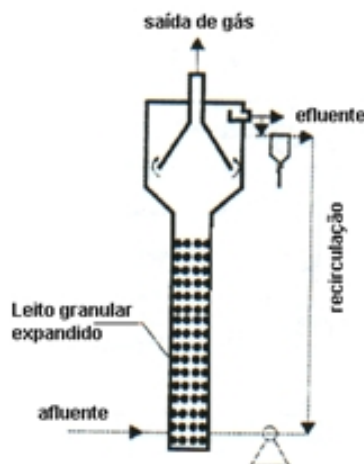
Reator anaeróbio de manta de lodo (UASB - RAFA):

O fluxo ascendente através do leito de lodo, numa velocidade ascensional de 0,5-1,5m/h, aliado à composição do efluente, faz com que o lodo se desenvolva na forma de grânulos. Os reatores necessitam de sistema de separação trifásica para separação eficiente do efluente tratado, de partículas de lodo não granulado e do biogás formado. Operam com elevadas cargas orgânicas (da ordem de 15 Kg DQO/m³.d) e TRH de 6-10 h. A partida do reator (start-up) é lenta para que a granulação ocorra. Juntamente com os filtros anaeróbios, são os reatores mais empregados no tratamento de efluentes industriais.



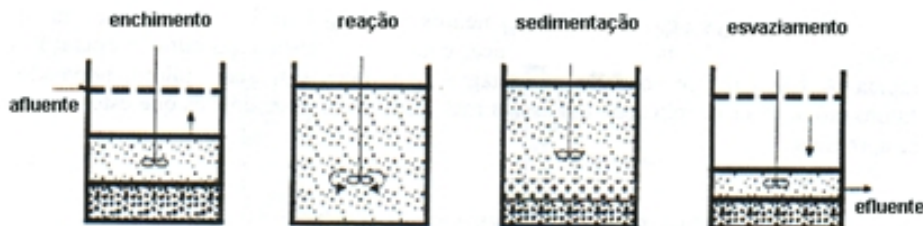
Reator anaeróbio de leito granular expandido (EGSB):

Reatores com elevada relação altura/diâmetro (~ 20) em que o lodo granular é expandido por elevadas taxas hidráulicas (2,5 - 5,0 m/h), promovendo melhor contato biomassa-efluente. Mais adequado ao tratamento de efluentes solúveis e COV de 15-50 Kg DQO/m³.d.



Reator anaeróbio sequencial em batelada:

Requer tanque de maior volume, porém não necessita de decantador em separado. Biofloculação, biodegradação e sedimentação melhores que nos sistemas contínuos. Processa altas COV e o lodo denso minimiza perda de sólidos.



VIII.6. Composição e destino do biogás e do lodo

A produção teórica de metano é de 350 L CH₄ / Kg DQO removida (CNTTP). Na prática, são encontrados valores menores. A composição do biogás varia de acordo com a composição do efluente e as condições operacionais, sendo constituído de 50 - 70% de metano, gás carbônico, amônia, gás sulfídrico, hidrogênio, nitrogênio, vapores de álcoois e éteres, e mercaptanas.

O poder calorífico do biogás, após seco e tratado, é de 5,9 KWh/m³ e, dependendo da composição e vazão, pode ser aproveitado em motores de combustão interna, na distribuição em rede após tratamentos adequados, na alimentação de caldeiras e na geração de energia elétrica (na ETE). Caso seu aproveitamento não se mostre adequado sob os aspectos técnico, econômico e ambiental, este é queimado em flares ou tratado antes de descartado na atmosfera através de biofiltração, adsorção em carvão ativado, absorção química (lavadores) ou oxidação térmica.

Nos sistemas de tratamento anaeróbico com bom funcionamento, o lodo de excesso é bem estabilizado. A concentração do lodo é elevada (50 - 100 g/l em reatores UASB) e etapas de adensamento e estabilização podem ser descartadas, restando apenas: desidratação (secagem natural ou mecânica), condicionamento térmico (incineração), co-compostagem e desinfecção com cal (lodo de esgoto).

Referências

- APHA, AWWA, WPCF, 1992, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition, New York.
- Braga, B. et al. Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo, Prentice Hall, 2002.
- Cammarota, M. C. Curso de tratamento biológico de efluentes, Escola de Química/UFRJ, 2003.
- Chernicharo C.A.L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 5. Reatores Anaeróbios. DESA/UFGM, 1997.
- Conama. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente, Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.
- Davis, M.L., Cornwell, D.A. Introduction to Environmental Engineering. Singapura, McGraw-Hill International Editions. 1991.
- FEEMA, Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Manual do Meio Ambiente; métodos. Rio de Janeiro, Dicom, 1983.
- FEEMA, MF-402.R-1 - Método de coleta de amostras em efluentes líquidos.
- FEEMA, NT-202.R-10 - Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos.
- FEEMA, DZ-205.R-5 - Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial.
- FEEMA, DZ-215.R-3 - Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial.
- FEEMA, NT-213.R-4 - Critérios e padrões para controle de toxicidade em efluentes líquidos de origem industrial.
- Florêncio, M. L. Sistemas de Tratamento Anaeróbio. IV Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. 24 p., 1999.
- Freire, D.D.C., Cammarota, M.C. Notas de aula da disciplina Controle Ambiental no Setor de Petróleo e Gás - Pós-graduação em TPQBq - Escola de Química/UFRJ.
- Giordano, G. Tratamento e controle de efluentes industriais. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Uerj, 2004.
- Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering - Treatment and Reuse. New York. Mc-Graw-Hill. 4th Edition, 2003.
- Miller, G.T. Living in the Environment. California, Wadsworth Pub. Inc., 1985.
- Ramalho, R.S. Introduction to Wastewater Treatment Processes. San Diego, California, Academic Press, 1983.
- Sant'Anna Jr., G.L. Notas de aula da disciplina Engenharia do Meio Ambiente - Escola de Química/UFRJ.
- Speece R.E. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archae Press. USA, 1996.
- Stronach S.M. et al. Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment. Springer-Verlag. Berlin. Germany, 1986.
- United Nations, World Population Prospects - The 2004 Revision.