

# Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados - determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos

ENG.º PEDRO ALÉM SOBRINHO (MSC., Dr.) ( \*\* )

## RESUMO

Além das reações de remoção de substrato que ocorrem no tanque de aeração, a eficiente separação dos sólidos em suspensão do efluente final é de fundamental importância no desempenho global do processo de lodos ativados. Quantidades elevadas de sólidos voláteis em suspensão no efluente final, além de indesejáveis, conferem a este uma demanda adicional de oxigênio, a qual também é indesejável.

Uma discussão prévia dos fatores que influem no desempenho do processo, baseada em trabalhos já publicados, indicou que, para esgotos predominantemente domésticos, a idade do lodo, as características hidráulicas e o nível de oxigênio dissolvido dos tanques de aeração exercem influência marcante na capacidade de clarificação dos lodos ativados.

O presente estudo, em sua parte prática, enfoca a influência da idade do lodo e das características hidráulicas dos tanques de aeração, na eficiência dos sistemas de lodos ativados, para o tratamento de esgoto primário

da estação de tratamento de esgotos de Vila Leopoldina, da SABESP, que são predominantemente domésticos.

Para os esgotos estudados, foram obtidos os seguintes resultados para os parâmetros de crescimento biológico:

- Coeficiente de síntese celular ( $Y$ ) = 0,38 kg SSV/kg DQO removido.
- Coeficiente de auto-destruição de microorganismos ( $K_d$ ) = 0,08 dia<sup>-1</sup>.

Com relação à remoção de matéria orgânica, observou-se que para idades de lodo superiores a 3 dias, as concentrações de DBO e DQO solúveis do efluente são praticamente constantes e independentes da concentração desses parâmetros no afluente e das características hidráulicas do tanque de aeração. Para idades de lodo inferiores a 3 dias, as concentrações de DBO e DQO solúveis do efluente crescem conforme a idade do lodo decresce.

Com relação à capacidade de clarificação dos sistemas estudados, observou-se que para idades do lodo entre 6,9 e 15,0 dias, o lodo se separa bem do efluente, independentemente das características hidráulicas do tanque de aeração. Para idades do lodo menores, notou-se que a capacidade de clarificação diminui com o decréscimo da idade do lodo e depende bastante

das características hidráulicas dos tanques de aeração. A redução da capacidade de clarificação do sistema com tanque de aeração do tipo mistura completa se iniciou com idade do lodo de 5,1 dias. Para os sistemas com tanques de aeração compostos de 4 e 8 compartimentos de mistura completa em série, a redução da capacidade de clarificação se iniciou com idade do lodo de 3,8 dias e 2,0 dias, respectivamente. O intumescimento dos lodos ativados foi sempre relacionado com o crescimento de bactérias filamentosas que lembram o tipo *Sphaerotilus*.

A existência de reações de respirações "exógena" e "endógena" a níveis significativos, nos tanques de aeração, parece ser importante no controle do intumescimento filamentoso do lodo.

## 1. INTRODUÇÃO

Embora o processo de lodos ativados para o tratamento de águas residuárias venha sendo utilizado por mais de 60 anos, as bases de projeto utilizadas para esses sistemas são ainda bastante empíricas. Teorias sobre a cinética do tratamento biológico aeróbio tem sido aplicada ao processo de lodos ativados e pesquisas vêm sendo extensivamente desenvolvidas sob condições de laboratório e de campo, de modo a se obterem bases mais racio-

(\*) Trabalho baseado em pesquisa desenvolvida pela GTB/SPES/CETESB, dentro do Convênio DAEE-CETESB.

(\*\*) Gerente de Tratamentos Biológicos da SPES/CETESB.  
Professor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP.

nais para o tratamento de águas residuárias por esse processo.

O uso da cinética do tratamento biológico aeróbio aplicada aos sistemas de lodos ativados é bastante útil para o entendimento do processo, porém não explica muitos dos aspectos do processo, ainda não bem elucidados, especialmente aqueles relacionados com a floculação e separação dos lodos ativados do efluente final.

O presente estudo tem por objetivo apresentar uma revisão geral dos fatores que influem no processo e observar o efeito de dois importantes destes fatores que afetam a separação dos sólidos do efluente final do processo de lodos ativados, que são a idade do lodo e as características hidráulicas dos tanques de aeração. Também, é parte desse estudo, a determinação dos parâmetros cinéticos do processo de lodos ativados para os esgotos primários da Estação Recuperadora de Qualidade de Águas - ERQ - de Vila Leopoldina, que é predominantemente doméstico e bastante similar aos afluentes ao sistema de lodos ativados da futura ERQ - Barueri do Plano Diretor de Esgotos da Região Metropolitana de São Paulo.

De modo a propiciar as bases para a determinação dos parâmetros cinéticos, as relações matemáticas básicas da cinética biológica aeróbia aplicadas a sistemas de lodos ativados, são inicialmente apresentadas. A seguir é feita uma discussão geral dos fatores que influem desempenho dos sistemas de lodos ativados para o tratamento de águas residuárias.

Ainda, neste trabalho, são descritos os equipamentos e métodos analíticos utilizados nos trabalhos de laboratório, e os resultados obtidos são apresentados e discutidos. As conclusões finais desta pesquisa, bem como recomendações estudos posteriores, que poderão contribuir para o aprimoramento do processo de lodos ativados, completam o presente trabalho.

## 2. EQUAÇÕES BÁSICAS DA CINÉTICA DE CRESCIMENTO BIOLÓGICO E DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO APLICADA A SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS

Serão apresentadas aqui apenas as equações básicas do processo de lodos ativados, com tanque de aeração de mistura completa, tipo pistão e com câmaras iguais de mistura completa colocadas em série. O objetivo desta apresentação é apenas o de facilitar discussões posteriores neste trabalho.

Apresentação detalhada sobre a cinética aplicada aos processos de lodos ativados pode ser encontrada nas referências bibliográficas (1), (2), (3), (4) e (5).

As figuras 2.1 a 2.3 mostram, esquematicamente, os sistemas de lodos ativados, para os quais são apresentadas as equações que se seguem:

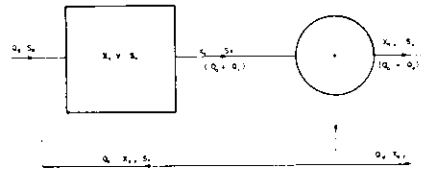


Figura 2.1. - Sistema com tanque de aeração de mistura completa

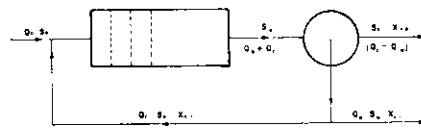


Figura 2.2. - Sistema com tanque de aeração tipo pistão.

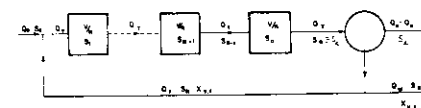


Figura 2.3. - Sistema com tanque de aeração composto de compartimento iguais de mistura completa, colocados em série.

onde:

$V$  = volume do tanque de aeração ( $m^3$ )

$Q_0$  = vazão afluente ( $m^3/dia$ )

$Q_w$  = vazão de descarte de excesso de lodo ( $m^3/dia$ )

$Q_r$  = vazão de retorno de lodo ( $m^3/dia$ )

$X_v$  = concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) tanque de aeração ( $kg/m^3$ )

$X_{v,r}$  = concentração de sólidos em suspensão voláteis no lodo de retorno ( $kg/m^3$ )

$X_{v,e}$  = concentração de sólidos em suspensão voláteis no efluente final ( $kg/m^3$ )

$S_0$  = concentração de substrato no afluente ao sistema ( $kg/m^3$ )

$S_e$  = concentração de substrato no tanque de aeração ( $kg/m^3$ )

$n$  = número de compartimentos iguais em série.

### - SISTEMA COM TANQUE DE AERAÇÃO DE MISTURA COMPLETA

- Para sistema tanque de aeração de mistura completa

$$\frac{1}{\theta_c} = Yq - K_d \dots (2.1)$$

onde:

$\theta_c$  = idade do lodo (dias)

$Y$  = coeficiente de síntese celular ( $kg$  SSV produzidos/ $kg$  substrato removido)

SSV = sólidos em suspensão voláteis ( $kg/m^3$ )

$K_d$  = coeficiente de auto-destruição de microorganismos ( $dia^{-1}$ )

$q$  = taxa específica de utilização de substrato ( $kg$  substrato removido/ $kg$  SSVTA x dia)

$$q = \frac{Q_0 (S_0 - S_e)}{X_v V} = \frac{K S_e}{K_s + S_e} \dots (2.2)$$

$K$  = máxima taxa de utilização de substrato por unidade de massa de SSV ( $dia^{-1}$ )

$K_s$  = constante de saturação, que é a concentração de substrato para a qual a taxa de utilização de substrato por unidade de massa de SSV é a metade de  $K$ .

$$S_e = \frac{K_s (1 + K_d \theta_c)}{\theta_c (YK - K_d) - 1} = \frac{q K_s}{K - q} \dots (2.3)$$

$$X_v = \frac{Q_0}{V} \cdot \theta_c \cdot \frac{Y (S_0 - S_e)}{1 + K_d \theta_c} = \frac{Q_0 (S_0 - S_e)}{q V} \dots (2.4)$$

$$\Delta X_v = X_v V (Yq - K_d) = Y Q_0 (S_0 - S_e) -$$

$$- K_d X_v V = \frac{Y Q_0 (S_0 - S_e)}{1 + K_d \theta_c} \dots (2.5)$$

$\Delta X_v$  = produção de excesso de lodo volátil ( $kg$  SSV/dia)

– SISTEMA COM TANQUE DE AERAÇÃO TIPO PISTÃO

$$\frac{1}{\Theta_c} = Y q - K_d \dots \dots \dots (2.6)$$

onde  $q$  = taxa específica média de utilização de substrato (kg substrato removido/kg SSVTA x dia)

$$q = \frac{Q (S_o - S_e)}{X_v \cdot V} = \frac{K (S_o - S_e)}{(S_o - S_e) + K_s (1+r) \ln \left[ \frac{S_o + r S_e}{(1+r) S_e} \right]} \dots \dots \dots (2.7)$$

onde:

$$r = \frac{Q_r}{Q_o}$$

$X_v$  = concentração média de SSVTA em todo o tanque de aeração

A relação entre  $c$  e  $S_e$  é dada por:

$$\frac{1}{\Theta_c} = \frac{Y Q_o (S_o - S_e)}{X_v V} - K_d = \frac{Y K (S_o - S_e)}{(S_o - S_e) + K_s (1+r) \ln \left[ \frac{S_o + r S_e}{(1+r) S_e} \right]} - K_d \dots \dots \dots (2.8)$$

$$X_v = Y \frac{Q_o}{V} \cdot \frac{(S_o - S_e)}{1 + K_d \Theta_c} = \frac{Q_o}{V} \cdot \frac{(S_o - S_e)}{q} \dots \dots \dots (2.9)$$

$$\Delta X_v = X V (Y q - K_d) = Y Q_o (S_o - S_e) - K_d X_v V \dots \dots \dots (2.10)$$

– SISTEMA COM TANQUE DE AERAÇÃO COMPOSTO DE COMPARTIMENTOS IGUAIS DE MISTURA COMPLETA EM SÉRIE

As equações (2.6), (2.9) e (2.10) são válidas também para este caso.

A concentração do efluente neste sistema é dada por:

$$S_e = \frac{S_i}{\left( 1 + \frac{K X_v V}{K_s n Q_T} \right)^n} \dots \dots \dots (2.11)$$

onde:

$n$  = número de compartimentos iguais em série  
 $Q_T = Q_o (1 + r)$   
 $S_i = \frac{Q_o S_o + r Q_o S_e}{Q_o (1 + r)}$

Se a reação for de ordem zero, em relação à concentração de substrato, tem-se:

$$S_e = S_o - \frac{K X_v V}{Q_o} = S_o - K X_v \Theta \dots \dots \dots (2.12)$$

$\Theta$  = tempo de detenção hidráulico (dias)

Para qualquer que seja o tanque de aeração, a idade do lodo mínima para que o sistema começa a ter eficiência é dada por:

$$\Theta_{c, \text{lim. min.}} = \frac{K_s + S_o}{Y K S_o - K_d (K_s + S_o)} \dots \dots \dots (2.13)$$

3. PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

3.1. O PROCESSO

O processo de lodos ativados foi desenvolvido na Inglaterra em 1914, e vem sendo largamente utilizado para o tratamento de águas residuárias domésticas e/ou industriais, tanto em sua forma original como em várias de suas formas modificadas.

O processo de lodos ativados pode ser definido como um sistema no qual uma massa biológica que cresce e floclula é continuamente circulada e colocada em contato com a matéria orgânica do despejo líquido afluente ao sistema, em presença de oxigênio. O oxigênio é normalmente proveniente de bolhas de ar injetado, através de difusores dentro da mistura lodo-líquido sob condições de turbulência, ou por aeradores mecânicos de superfície, ou outros tipos de unidade de aeração. O processo possui uma unidade de

aeração seguida por uma unidade de separação dos sólidos, de onde o lodo separado é quase que totalmente retornado ao tanque de aeração para mistura com as águas residuárias, e o restante é descartado do sistema.

As reações que ocorrem no processo de lodos ativados podem ser resumidas como segue<sup>(6)</sup>:

- a) remoção inicial de sólidos em suspensão e coloidais por aglomeração física, floclulação e por absorção dentro dos flocos biológicos. A fração orgânica é então decomposta por processo biológico aeróbico, resultando pela oxidação os produtos finais (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O) e pela síntese, novos microorganismos;
- b) remoção mais lenta da matéria orgânica solúvel da solução pelos microorganismos, resultando pela oxidação, os produtos finais (CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O), e pela síntese, novos microorganismos;
- c) quando condições adequadas existem no sistema, também ocorrerá a nitrificação. Esta é uma reação em dois estágios; iniciando-se com a oxidação de amônia a nitrito e posterior oxidação a nitrato (quando anitrificação ocorre no tanque de aeração, desnitrificação pode ocorrer na unidade de separação dos sólidos, se aí ocorrer condições anóxicas).
- d) oxidação das células biológicas para os produtos finais: CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> e fósforo. Um resíduo orgânico não biodegradável permanecerá mesmo após longo período de aeração.

Uma vez que o processo de lodos ativados vem sendo largamente utilizado no tratamento de vários tipos de águas residuárias, para produzir efluentes que atendam a diferentes padrões de exigência, várias versões do processo existem. Esses diferentes tipos serão enfocados, posteriormente, neste trabalho.

3.2. POPULAÇÃO MICROBIANA DOS LODOS ATIVADOS

Embora o ambiente dos lodos ativados possa ser considerado como aquático, ele não é um "habitat" adequado para toda a macrofauna aquática devido à constante agitação e recirculação do lodo. Nessas condições, os estudos do ambiente e da atividade da população no processo de lodos ativados são especialmente relacionados com os microorganismos que se desenvolvem no processo. Bactérias, fungos, protozoários e alguns micro-

metazoários, tais como vermes, são comumente encontrados nos lodos ativados, embora nem todos ocorram simultaneamente.

A seguir serão apresentados, ainda que resumidamente, algumas informações sobre a presença dos organismos acima citados nos lodos ativados.

#### a) Bactérias

As bactérias podem ser consideradas como a base do floco do lodo ativado, tanto estrutural como funcionalmente, e são universalmente presentes no processo de lodos ativados<sup>(7)</sup>. As bactérias ocorrem principalmente como bactérias saprófitas, isto é, elas obtêm nutrientes e energia para o seu crescimento pela progressiva estabilização e eventual mineralização dos compostos orgânicos dos despejos. Alguns gêneros, especialmente as bactérias nitrificadoras (as quais são presentes apenas quando condições ambientais adequadas são verificadas no tanque de aeração) são autotróficas, quimio-sintetizantes, sendo aptas a sintetizar seu próprio material celular, a partir de carbono inorgânico, pela utilização de energia obtida da oxidação de minerais (amônia para as *Nitrosomonas* e nitritos para as *Nitrobacter*). Uma vez que a comunidade do lodo ativado é especializada, a composição desta comunidade será dependente da qualidade do substrato e das condições ambientais do tanque de aeração. Embora a flora bacteriana do lodo ativado seja diversificada, para um sistema operando adequadamente, a comunidade é normalmente dominada por bastonetes gram-negativos dos gêneros *Pseudomonas*, *Achromobacter* e *Flavobacterium-Cytophaga*, os quais são referidos como formadores de flocos. A presença de bactérias filamentosas, que é necessária para a formação de um bom floco, quando em quantidades excessivas no lodo tem sido relacionada com problemas de separação de lodo do líquido no decantador secundário.

As bactérias filamentosas mais comuns, relacionadas com problemas de sedimentabilidade dos lodos ativados são: *Sphaerotilus natans*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Lineola longa*, os Actinomicetos *Nocardia*, *Streptomyces* e *Microspora*, as Flexibactérias *Saprospira albida* (ou *Spirulina albida*) *Pelonema*, *Microscilla*, *Achroonema*, *Vitreoscilla* e *Leucotrix*. Muitas outras bactérias filamentosas têm sido encontradas em lodos ativados, porém com menor frequência do que as acima citadas. Um número grande de bactérias

filamentosas desconhecidas têm sido também consideradas como responsáveis pela má sedimentabilidade de lodos biológicos.

Os fatores que influem na composição da população biológica dos lodos ativados, principalmente aqueles que causam a predominância de bactérias, filamentosas ou não filamentosas, serão discutidos nos itens posteriores deste capítulo.

A presença de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* indica que o nível de tratamento é bom e que a nitrificação está ocorrendo.

#### b) Fungos

Os fungos não estão presentes em grandes quantidades nos sistemas de lodo ativados operados adequadamente.

Os gêneros de fungos mais observados<sup>(8)</sup> nos lodos ativados são: *Fusarium*, *Geotrichoides*, *Oospora*, *Phoma*, *Pullularia* e *Sporotrichum* e vários gêneros carnívoros, tais como *Zoopagus Arthrotrichum* e outros. Estes microorganismos ocorrem especialmente em condições não usualmente verificadas no processo de lodos ativados, tais como, baixo pH e despejo líquido deficiente em nitrogênio. Sob estas condições, os fungos podem dominar a comunidade e serem os maiores responsáveis pelo tratamento. Para a estabilização da matéria orgânica, os fungos são tão eficientes quanto as bactérias, mas a sua presença como organismos predominantes no lodo cria dificuldades na separação do lodo do líquido no decantador secundário.

#### c) Protozoários

Depois das bactérias, os protozoários são os organismos mais numerosos no lodo ativado, quando se tem boas condições de operação do processo. O principal grupo de protozoários encontrados nos lodos ativados são ciliados. Eles normalmente representam aproximadamente 5% do peso seco dos sólidos em suspensão presentes no tanque de aeração. Em ordem decrescente, segundo o Water Pollution Research Laboratory<sup>(9)</sup> (W.P.R.L.), as espécies encontradas no processo de lodos ativados são: *Aspidisca costata*; *Vorticella alba*; *Opercularia coarctata*; *Trachelophyllum pusillum*, *Vorticella striata*; *Vorticella microstoma*; *Chilodonella uncinata*; *Vorticella convallaria*; *Uronema nigricans*; *Epistylis plicatilis*; *Hemiohyphys plenrosigma*; *Aspidisca lynceus*; e *Colpoda*.

Experiências desenvolvidas no W.P.R.L. (Inglaterra)<sup>(9)</sup> permitiram con-

cluir que os protozoários têm uma bem definida e útil participação no processo de lodos ativados. Na ausência de protozoários, um grande número de bactérias que não floculam e conseqüentemente não sedimentam, seguem com o efluente final do processo, porém o seu número decresce grandemente quando uma população de protozoários ciliados está presente nos lodos. Pesquisas efetuadas pelo W.P.R.L.<sup>(9)</sup> também sugerem que a ação predatória por parte dos protozoários é o principal mecanismo pelo qual as bactérias livres são removidas do efluente, enquanto que a indução da floculação pelos protozoários é de importância secundária.

Portanto, os protozoários teriam uma função importante na clarificação do efluente do processo.

Em relação à qualidade do efluente final a identificação de certos tipos de protozoários pode fornecer informações de interesse. Em geral, a presença, de protozoários flagelados e de rizópodes indicam que o efluente final não é de boa qualidade. Existem, porém, exceções como por exemplo a *Arcella*, que é um rizópode indicativo de efluentes que sofreram nitrificação e, pois, de boa qualidade. Outro gênero de rizópode, *Amoeba*, também é muito comum em lodos de sistemas com efluentes de boa qualidade<sup>(7)</sup>.

Muitas espécies de *Vorticella*, um ciliado pedunculado, ocorrem em lodos de sistemas eficientes, juntamente com *Opercularia*, *Aspidisca* e *Lionotus*, porém, a presença de *Vorticella microstoma* no lodo é comumente associada a sistema de baixa eficiência. *Aspidisca costata*, presente no lodo, indica boa nitrificação no processo, uma vez que se alimenta de bactérias nitrificadoras.

*Paramecium caudatum*, um ciliado característico de lodos de sistemas não muito eficiente, às vezes aparece em lodos de sistemas de alta eficiência, porém, sua concentração oscila intensamente.

Por outro lado, é importante salientar que a presença ou ausência de determinado protozoário no lodo, por si só não tem grande significado. Conclusões sobre o bom ou mau funcionamento de sistemas de lodos ativados, baseadas na população de protozoários, só poderão ser obtidas se for levada em conta a variação das populações dominantes ao longo do tempo.

#### d) Metazoários

Dentre os metazoários, só os micrometazoários têm condições para

se desenvolverem num ambiente com turbulência, como o verificado no processo de lodos ativados.

Os metazoários mais freqüentes no processo de lodos ativados são os rotíferos, em particular os pertencentes aos gêneros *Philodina* e *Rotaria*, que geralmente são associados a lodos de sistemas com bom nível de depuração. Já os vermes — nematóides são encontrados mais raramente, sendo representante desse filo o gênero *Rhabditis*. Os vermes anelídeos, embora pouco freqüentes, pertencem em geral ao gênero *Aelosoma*.

A presença de rotíferos, associada ou não aos nematóides, é indicadora de boa eficiência do sistema de lodos ativados.

### 3.3. A FLOCULAÇÃO BIOLÓGICA E OS TIPOS DE PROBLEMAS DE SEDIMENTAÇÃO DOS FLOCOS BIOLÓGICOS

Como será posteriormente referido, a separação dos sólidos biológicos do efluente tanque de aeração é de grande importância no desempenho do processo. Sendo que esta separação dependente do tipo de floco formado, a floculação biológica e os tipos de problemas de sedimentação dos flocos de lodos ativados serão a seguir brevemente discutidos.

#### 3.3.1. A Floculação Biológica

Embora várias hipóteses sobre os mecanismos da floculação biológica tenham sido apresentadas, o processo de formação dos flocos não é ainda totalmente esclarecido.

A idéia inicial sobre a floculação biológica expressa por Butterfield (referida por Pikeitalli)<sup>(10)</sup> atribua à presença da *Zooglea Ramigera* a formação de uma matriz gelatinosa à qual outros organismos aderiam. Essa idéia foi abandonada tão logo se observou que uma grande variedade de microrganismos dos lodos ativados podem flocular quando submetida apenas ao efeito da aeração.

A habilidade dos microrganismos de flocularem em tanques de aeração, é apresentada por McKinney<sup>(11)</sup> como função do nível de energia no sistema. As células são consideradas como colóides hidrofílicos, carregadas negativamente e a dispersão é devido às forças eletrostáticas repulsivas entre elas. A altos valores da relação alimento para microrganismos, a remoção do substrato orgânico se dá à máxima taxa possível, o mesmo ocorrendo com o crescimento dos microrganismos (fa-

se do crescimento logarítmico), e sob essas condições, o nível de energia é suficientemente alto para manter todos os microrganismos dispersos. Quando a relação alimento para microrganismos se apresenta a níveis em que a taxa de crescimento dos microrganismos é limitada pela disponibilidade de alimento (fase de crescimento a taxa decrescente), parte dos microrganismos começa a morrer e os flocos começam a serem formados. Se esses organismos são mantidos em constante agitação no tanque de aeração, eles colidem uns com os outros e o nível de energia de alguns organismos não é suficientemente alto para superar as forças de atração entre as células. Na fase endógena, as bactérias passam a metabolizar predominantemente as reservas de alimento de dentro de suas próprias células, com uma conseqüente queda no nível de energia. Conforme o nível de energia cai, a taxa de formação dos flocos cresce rapidamente.

Tenney e Stumm<sup>(12)</sup> também observaram que a biofloculação é dependente da fase de crescimento, com os organismos sendo dispersos durante a fase logarítmica e com a floculação aumentando conforme a disponibilidade de alimento diminui e limita cada vez mais o crescimento dos organismos. Esses autores<sup>(12)</sup> sugeriram que as propriedades da superfície externa dos microrganismos se modificam, conforme suas condições fisiológicas se alteram da fase de crescimento ativo para a fase endógena, bem como, levantaram dúvidas sobre a hipótese de que a floculação se dá simplesmente pela redução da densidade de carga e pelo decréscimo da repulsão eletrostática (potencial zeta).

Uma vez que polímeros, tais como polissacarídeos e poliaminoácidos, são excretados ou expostos nas superfícies das células, predominantemente durante a fase de crescimento com taxa declinante e fase de respiração endógena, Tenney e Stumm<sup>(12)</sup> supõem que estes polímeros proporcionam a floculação de maneira similar à dos polieletrólitos sintéticos. A proposição desses autores foi baseada em experiências por eles desenvolvidas em laboratório.

Crabtree e outros<sup>(13)</sup> <sup>(14)</sup> apresentaram estudos que indicavam a presença do ácido poli- $\beta$ -hidroxibutírico (PHB) como sendo responsável pela biofloculação, porém, estudos desenvolvidos por Painter e outros<sup>(15)</sup>, Angelberck e Kirsh<sup>(16)</sup> e Forster<sup>(17)</sup> observaram que a presença de PHB

não apresenta qualquer influência na floculação biológica.

Peter e Wuhrmann<sup>(18)</sup> sugerem a ação de polieletrólitos naturais, tais como ácidos húmicos no gel de excreção das células, como responsáveis pela biofloculação. De Valle e Chian<sup>(19)</sup> sugerem que a formação de ácidos húmicos, de alto peso molecular, pode ocorrer após a remoção da fonte de carbono prontamente disponível.

Forster<sup>(20)</sup> observou grande influência da quantidade de nitrogênio amoniacal e fostato solúvel no tanque de aeração, na sedimentabilidade de lodos ativados. Baseado em resultados experimentais, Forster<sup>(20)</sup> sugeriu que alguma forma de ação desfloculadora é causada por algum componente da parede celular microbiana, o qual é sintetizado sob condições favoráveis de nutrição e metabolizado, ou insuficientemente sintetizado, quando existe uma deficiência nutricional. A conclusão de Forster<sup>(17)</sup> é a de que a floculação biológica no processo de lodos ativados depende parcialmente, se não totalmente, dos componentes da superfície das partículas do lodo. Esses componentes, os quais são controlados pela concentração de nutrientes disponíveis no lodo, alteram o potencial zeta das partículas e portanto o grau de dispersão das partículas do lodo.

Heukelekian e Weisberg<sup>(21)</sup> e Forster e Lewin<sup>(20)</sup> observaram que a quantidade de água de adsorção nos flocos com más características de sedimentabilidade é maior do que naqueles que sedimentam bem.

#### 3.3.2. Problemas Típicos de Sedimentação dos Flocos Biológicos

Os tipos de problemas que ocorrem com relação à sedimentação de lodos ativados são classificados em três grandes grupos, de acordo com as observações feitas por Pipes<sup>(22)</sup>:

Um tipo de problema inclui aqueles casos nos quais parte do lodo sedimenta rapidamente, mas uma fração dele sedimenta muito vagarosamente, e ao final de um teste de 30 minutos, permanece suspensa no sobrenadante. Este tipo de problema está ligado à floculação biológica e pode ser relacionado ao crescimento disperso de microrganismos, à desfloculação ou à formação de flocos muito pequenos chamados "flocos pontuais". Com crescimento disperso, praticamente não existem flocos de lodos ativados e, portanto, não se distingue o lodo do sobrenadante. Com desfloculação, parte do lodo sedimenta mas o

sobrenadante se torna extremamente turvo e contendo um grande número de células bacterianas. "Flocos pontuais" são partículas distintas, bem pequenas, que permanecem suspensas no sobrenadante após a sedimentação do lodo.

Uma segunda categoria de problemas está relacionada à densidade do lodo e inclui aqueles fenômenos em que o lodo flutua, ao invés de sedimentar, ou sedimenta e depois sobe para a superfície do líquido. Lodos que sobem, freqüentemente sedimentam bem de início, mas se o lodo permanecer sedimentado por tempos razoavelmente elevados (superior a uma hora), ele sobe lentamente para a superfície do líquido. Lodos que sobem ocorrem quando se tem desnitrificação no decantador secundário. O gás nitrogênio produzido é acumulado em pequenas bolhas nos flocos de lodo, e causa uma redução de sua densidade. Outros casos, onde se pode observar o lodo ascendente, são aqueles causados pela produção anaeróbia de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , ou outros produtos gasosos da fermentação. Esse problema é chamado "lodo anaeróbio". Lodo superaerado pode ser formado quando pequenas bolhas de ar se prendem às partículas de lodo, dando a elas uma densidade menor. Na prática esse fenômeno é bem pouco comum. Quando flutuante, o lodo ativado é parcialmente composto de partículas às quais individualmente tem a densidade menor do que a da água e, portanto, flutuam. Essas partículas podem ser ciliados pedunculares, rotíferos ou nematóides mortos e, algumas vezes, fungos saprofitas com hifas de grandes diâmetros e vacúolos contendo lipídios.

Uma terceira categoria de problemas é relativa a aspectos de compactação, quando o lodo sedimenta muito vagarosamente e compacta muito mal, deixando uma pequena parcela de sobrenadante límpido. Esses lodos são propriamente chamados lodos intumescidos. Dois tipos de lodo intumescido têm sido normalmente descritos:

- a) um lodo floculado e que sedimenta vagarosamente e
- b) um lodo com organismos filamentosos predominando e que sedimenta a taxas extremamente baixas.

Esses dois tipos de intumescimento são chamados de "intumescimento zoogleano" (ou "intumescimento não filamentoso") e intumescimento filamentoso, respectivamente. O intumescimento não filamentoso é causado pela formação de flocos por partícu-

las que contém quantidades excessivas de água de adsorção. Com auxílio de microscópio nota-se que as partículas de lodo são esparsas e difusas, com uma área superficial relativamente grande. Com o intumescimento filamentoso, as partículas de lodo parecem similar a um lodo normal, exceto que os filamentos que se estendem dos flocos são muito mais numerosos e mais longos. Em certos casos, o lodo pode ser composto quase que totalmente por filamentos, quando então se observa uma sedimentação muito vagarosa com o líquido sobre o lodo normalmente, bastante límpido.

### 3.3.3. Medidas da Capacidade de Clarificação dos Lodos Ativados

O parâmetro mais comumente utilizado para se verificar a capacidade de clarificação dos lodos ativados, desde há muitos anos, é o Índice Volumétrico de Lodo.

ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO - IVL - é o volume em mililitros ocupado por uma grama de sólidos em suspensão (peso seco), deixando-se um litro da mistura líquido-sólidos, coletada à saída do tanque de aeração, sedimentar em um cilindro graduado, por um tempo de 30 minutos.

Muito embora o IVL venha sendo o parâmetro mais utilizado como medida da sedimentabilidade dos lodos ativados, ele não representa mais do que um ponto na curva de sedimentabilidade dos lodos ativados, não sendo, portanto, uma medida real das características de sedimentação dos lodos. Também o IVL não pode ser considerado como um bom indicador da adensabilidade do lodo, pois após 30 minutos de teste, não se tem a informação se a interface lodo-líquido ainda estará se movendo a uma taxa constante, característica da sedimentabilidade, ou se já estará se movendo em uma zona de adensamento do lodo. Além dos pontos citados, o IVL depende muito da concentração de sólidos em suspensão, sofre influência da temperatura, do diâmetro e altura do cilindro utilizado no ensaio. Soma-se ainda, às restrições já apontadas, o fato de que o IVL não ser uma medida que represente as características de sedimentabilidade do lodo em decantadores de estações de tratamento, porque as condições artificiais de sedimentação, utilizadas nos testes de laboratórios, são completamente diferentes daquelas das estações. Assim sendo, o IVL não pode ser usado, quantitativamente,

para se prever o desempenho dos decantadores secundários.

Apesar dessas restrições, não há dúvida de que o IVL, que vem sendo utilizado por mais de quarenta anos, fornece pelo menos uma indicação, mesmo que grosseira, da possibilidade de melhor ou pior capacidade de separação dos sólidos do líquido.

Não sendo portanto o IVL um parâmetro apropriado para a medida da sedimentabilidade dos lodos ativados, é recomendável que outros parâmetros e informações, como a composição e tipo dos flocos e a velocidade de deslocamento da interface lodo-líquido na zona de sedimentação em um cilindro, sejam também observados nos trabalhos sobre lodos ativados. A velocidade de deslocamento da interface lodo-líquido, na zona de sedimentação, é aquela obtida em um teste utilizando-se um cilindro graduado, quando a taxa de deslocamento da interface lodo-líquido se apresenta constante, logo após um período inicial de reflocação do lodo que foi colocado no cilindro<sup>(23)</sup>. Essa velocidade será aqui chamada apenas de VELOCIDADE DA ZONA DE SEDIMENTAÇÃO e será abreviada por VZS.

Deve-se considerar, também, que embora a VZS represente melhor do que o IVL a capacidade de clarificação de um lodo ativado, também depende, fundamentalmente, da concentração de sólidos em suspensão da mistura sólido-líquido em teste, além de depender, também, das dimensões do cilindro e da temperatura. Assim sendo, a VZS ao ser apresentada, deve ser acompanhada de informações sobre as condições dos testes.

Outra medida básica, que pode ser utilizada para se verificar a capacidade de clarificação de um lodo ativado, é a velocidade inicial de sedimentação associada com várias concentrações de sólidos dos lodos ativados.

Este parâmetro é determinado pela inclinação da curva de deslocamento da interface sólido-líquido ao longo do tempo, quando este deslocamento se dá com taxa constante. O teste é feito em uma coluna de sedimentação relativamente grande e com um misturador em forma de pente, girando a uma velocidade bem baixa<sup>(24)</sup>. Poder-se-ia, então, obter um relacionamento entre a velocidade de sedimentação da interface e a concentração de sólidos dos lodos ativados, bem como seriam evitados outros inconvenientes dos dois testes anteriormente referidos. O inconveniente desse último teste é a necessidade de se ter quantidades elevadas de lodos ati-

vados, normalmente não disponíveis em unidades de laboratório.

Outras possibilidades sugeridas<sup>(24)</sup> são medidas reológicas do lodo, tais como "carga limite de rompimento" e viscosidade plástica, serem utilizadas para descrever propriedades físicas fundamentais dos lodos ativados. Porém, tais determinações também são influenciadas pela temperatura e concentração de sólidos, e o seu relacionamento com a sedimentabilidade dos lodos ativados ainda não está bem estabelecida, em virtude da falta de dados anteriores que permitam tal relacionamento.

Em seqüência do exposto, os testes de IVL e de VZS são, e ainda serão por um bom tempo, os mais utilizados para se verificar a capacidade de clarificação dos lodos ativados, especialmente em escalas de laboratório e mesmo em escalas pilotos de menores portes.

Convém aqui ressaltar que nenhum dos testes referidos neste item tem por finalidade obter dados para o projeto de decantadores secundários, sendo a sua finalidade apenas a de se conhecer a capacidade de clarificação dos lodos ativados.

### 3.4. FATORES QUE INFLUENCIAM O DESEMPENHO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

O desempenho de um sistema de lodos ativados, depende basicamente da eficiência na remoção do substrato do líquido no tanque de aeração (e transformação de nitrogênio amoniacal em nitrogênio na forma de nitrato quando a nitrificação é pretendida) e de uma eficiente separação dos sólidos em suspensão do efluente nos decantadores secundários.

Características de sedimentação e compactação do lodo são requisitos primordiais para se operar com sucesso o processo de lodos ativados. Sendo que a qualidade dos efluentes é normalmente avaliada em termos de DBO, e como o lodo ativado apresenta elevada DBO devido ao seu consumo de oxigênio pela respiração, é impossível se produzir um efluente de boa qualidade, a menos que os sólidos em suspensão sejam eficientemente separados do efluente final. Se o parâmetro sólidos em suspensão é também um critério de qualidade do efluente final, um lodo com características insatisfatórias de sedimentabilidade provavelmente não produzirá um efluente de qualidade satisfatória. Uma pobre compactação do lodo resultará em uma baixa concentração do

lodo de retorno, o que por sua vez será um fator limitante para a manutenção de níveis mais elevados de sólidos em suspensão no tanque de aeração. Os fatores que afetam a eficiência da remoção de substrato, a nitrificação e a separação dos sólidos em suspensão do efluente final são a seguir apresentados em uma seqüência conveniente para discussões posteriores:

- composição do despejo;
- idade do lodo, fator de carga aplicada ao lodo, tempo de detenção hidráulico e concentração do lodo;
- temperatura;
- nível de oxigênio dissolvido e intensidade de agitação no tanque de aeração;
- tipo de reator;
- projeto e operação do decantador secundário.

### 3.5. A INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DO DESPEJO A SER TRATADO NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

Bactérias são os microrganismos predominantes em um sistema de lodos ativados operando adequadamente e o tipo de bactéria dominante depende bastante da composição do substrato afluente. Engelbrecht e McKinney<sup>(25)</sup>, publicaram resultados de pesquisa, na qual foram desenvolvidos lodos biológicos pela utilização de diferentes compostos orgânicos como substrato. Concluíram que os lodos desenvolvidos em compostos orgânicos estruturalmente similares, têm aparência morfológica similar e produzem modificações bioquímicas similares, enquanto aqueles desenvolvidos com o uso de compostos orgânicos estruturalmente diferentes, apresentaram-se morfológicamente diferentes. Pentose, xilose e arabinose produzem flocos densos similares, enquanto hexose, glucose e frutose produzem flocos dominados por tipos filamentosos longos, produzindo lodo intumescido.

Hawkes<sup>(7)</sup> menciona observações de Harrison e Heukelekian de que o desenvolvimento de organismos filamentosos (é citado *Sphaerotilus*) é favorecido por efluentes industriais, em altas proporções no tratamento de esgotos domésticos, provenientes de fabricação de açúcar de beterraba, de papel, de rayon, de branqueamento de indústrias têxteis, de subprodutos da produção do coque metalúrgico, de despejos de laticínios, de despejos líquidos contendo sulfetos e de indústrias de cola e de farinha.

Existem indicações bastante for-

tes de que compostos orgânicos solúveis simples, os quais são prontamente metabolizados pela maioria dos microrganismos, favorecem o crescimento de bactérias filamentosas, enquanto compostos complexos não solúveis, os quais necessitam ser hidrolizados antes de serem metabolizados favorecem o crescimento de organismos que formam lodos com boas características de sedimentabilidade<sup>(22)</sup>. Um fato totalmente aceito pelos pesquisadores é que águas residuárias contendo grandes quantidades de carboidratos favorece o crescimento excessivo de microrganismos filamentosos (*Sphaerotilus* é o mais frequentemente citado) produzindo um lodo ativado altamente intumescido. Outro fato importante, que deve ser levado em consideração, é que o intumescimento filamentoso pode ser observado pela utilização de qualquer substrato orgânico, quando se opera o sistema com alta relação alimento para microrganismos, ou baixa idade do lodo. Este fato, é em parte responsável por vários resultados conflitantes obtidos por diferentes pesquisadores<sup>(22)</sup>.

Existem, também, muitos relatos de que a presença de sulfetos nos despejos a serem tratados produz um lodo ativado filamentoso bastante intumescido. Particularmente a bactéria filamentosa *Thiothrix*, que é um microrganismo quimioautotrófico e obtém energia da oxidação de sulfetos, tem seu crescimento relacionado com a presença desse composto no despejo<sup>(26)</sup>. Esgotos sépticos e sobrenadante de digestores anaeróbios são, frequentemente, considerados como causadores do intumescimento filamentoso dos lodos ativados, quando diretamente lançados no tanque de aeração<sup>(22)</sup>. Esses dois despejos, normalmente, contém, além de considerável quantidade de sulfetos, compostos orgânicos simples e solúveis (produtos de fermentação) os quais são prontamente assimiláveis pelos microrganismos<sup>(22)</sup>. Alguns despejos industriais, tais como efluentes de fábrica de celulose, contendo sulfetos, podem causar problemas de intumescimento bastante severos.

No caso de sobrenadante de digestores anaeróbios, a sua pré-aeração com o lodo de retorno, antes de sua introdução no tanque de aeração, é uma forma de controlar o intumescimento filamentoso dos lodos ativados, ocasionado por sulfetos.

Além do substrato orgânico, os microrganismos dos lodos ativados necessitam de elementos inorgânicos para a sua reprodução, tais como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio,

magnésio, ferro e traços de outros elementos. Todos esses elementos, com exceção do nitrogênio e do fósforo, normalmente presente nas águas residuárias.

Quantidades insuficientes de nitrogênio e fósforo têm sido apresentado como uma das causas do intumescimento filamentosos. A relação aproximada DBO:N:P::100:5:1 é normalmente apresentada como a mínima desejada para o desenvolvimento de um lodo ativado adequado, embora a relação DBO:N:P::150:5:1 seja considerada também satisfatória por Bernard<sup>(27)</sup>.

Os esgotos domésticos se apresentam sempre com quantidades de nitrogênio e fósforo em excesso do requerido para os microrganismos dos lodos ativados assimilarem toda a matéria orgânica presente no líquido. Porém, muitos despejos industriais são deficientes em relação a esses nutrientes. Deve-se, nesses casos, adicionar ao despejo as quantidades adequadas de nitrogênio e fósforo. Misturas de grandes quantidades de esgotos industriais, deficientes em nitrogênio e fósforo, com esgotos domésticos, também necessitam cuidados, para evitar o intumescimento do lodo ativado por deficiências desses nutrientes.

Uma vez que os fungos requerem menos nitrogênio por unidade de massa de protoplasma do que as bactérias<sup>(7)</sup>, um despejo deficiente em nitrogênio favorecerá o crescimento de fungos, particularmente a baixo valores de pH ( $\text{pH} < 5$ ). Neste casos fungos poderão se tornar os microrganismos predominantes no sistema de lodos ativados.

O pH, no tanque de aeração, tem grande influência no tipo de microrganismos que irá crescer no lodo ativado. Os flocos considerados desejáveis ao processo de lodos ativados são observados apenas na faixa de variação do pH de 6 a 9. O pH no tanque de aeração é altamente dependente da composição do líquido afluente ao tratamento.

Os despejos alcalinos são normalmente neutralizados pelo dióxido de carbono formado no tanque de aeração. Os ácidos orgânicos quando presentes no afluente são degradados no sistema de lodos ativados e o pH tende a se aproximar do neutro. Os ácidos inorgânicos trazidos pelo despejo e mesmo aqueles formados no sistema, são os que causam maiores problemas ao processo. A baixos valores de PH o lodo ativado tende a desflocular e se perde com o efluente final.

De acordo com Pipes<sup>(22)</sup>, baixos

valores de pH, provocados por uma carga de choque, devido a uma momentânea variação do afluente ao tanque de aeração, causa a defloculação. Porém, quando o pH é mantido baixo na câmara de aeração por longos períodos de tempo, observa-se a produção de um lodo composto quase que totalmente por organismos filamentosos, com más características de sedimentabilidade (IVL altos).

A presença de materiais tóxicos, no despejo, com certeza causa algum tipo de problema ao lodo ativado. Entretanto, com base na literatura existente, é bastante difícil estabelecer qual tipo de problema é causado por que tipo de material tóxico.

Em geral, a presença de materiais tóxicos nos despejos, ou é contínua e em concentrações relativamente baixas, ou então aparece ocasionalmente como cargas de choque, e a resposta do processo de lodos ativados dependerá da maneira de sua chegada ao sistema. Normalmente, as cargas de choque causam a desfloculação dos lodos ativados, ou então inibem totalmente a atividade biológica. No caso de material tóxico afluindo continuamente ao sistema, este pode impedir a formação do lodo ativado, pode ser seletivamente tóxico a organismos filamentosos com a produção de um lodo com baixo IVL, ou pode ser tóxico a organismos de um lodo normal, mas não aos filamentosos. Infelizmente, os resultados apresentados na literatura em geral não fazem diferenças entre essas possibilidades.

Muitos compostos orgânicos considerados tóxicos, como os fenóis e cianetos, são tratados normalmente em processos de lodos ativados, desde que uma população de microrganismos apropriada seja para isso desenvolvida.

Os metais pesados em geral, quando presentes em altas concentrações nos despejos, são tóxicos a todos os organismos e interferem fortemente no desempenho do processo de lodos ativados. Entretanto, muitos dos metais pesados podem ser tolerados pelos microrganismos, quando em concentrações relativamente baixas. Ingols e Fetner<sup>(28)</sup> relatam que baixas concentrações de cromo podem favorecer o intumescimento filamentosos do lodo. Barth e outros<sup>(29)</sup> relatam que concentrações até 1 mg/l de cobre, 2 mg/l de níquel, 5 mg/l de zinco, e 10 mg/l de cromo, são bem tolerados pelos microrganismos do processo de lodos ativados, sem redução de sua eficiência. Pequenas concentrações de um desses metais, quando presentes causam a formação de um lodo, praticamente, sem organismos filamentosos.

A presença de Fe parece ter influência significativa no controle de filamentosos.

### 3.6. A INFLUÊNCIA DO FATOR DE CARGA APLICADA AO LODO, DA IDADE DO LODO, DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO E DA CONCENTRAÇÃO DO LODO NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE Lodos ATIVADOS

Os efeitos do fator de carga aplicada ao lodo, idade do lodo, tempo de detenção hidráulico e concentração do lodo na eficiência do processo de lodos ativados podem ser, teoricamente, discutidos com base na cinética do tratamento biológico aplicada a modelos de tratamento, apresentada em detalhes nas referências bibliográficas (1), (2), (3), (4) e (5), sendo as equações básicas apresentadas no item 2 deste trabalho. Nas referências se concluiu teoricamente, que uma vez determinadas as constantes cinéticas para o despejo e as condições ambientais do sistema de lodos ativados, a concentração de substrato do efluente filtrado pode ser controlada, exclusivamente, pela velocidade específica de utilização de substrato ( $q$ ) ou pela sua correspondente idade do lodo ( $\Theta_c$ ) (Equações 2.3), quando se utiliza um sistema com tanque de aeração de mistura completa. Para o caso do sistema de aeração ser um reator do tipo pistão, além de  $q$  (ou  $\Theta_c$ ), a concentração de substrato no efluente final filtrado depende, também, da concentração inicial do substrato, bem como da taxa volumétrica de recirculação (Equações 2.7 e 2.8). Para ambos os sistemas, a eficiência é teoricamente independente do tempo de detenção hidráulico. Este, fica determinado uma vez escolhida a concentração de sólidos biológicos ativos no sistema, considerados todos no tanque de aeração.

Por outro lado, a concentração de sólidos biológicos no tanque de aeração ( $X_v$ ) é dependente da concentração no lodo de retorno ( $X_{v,r}$ ), a qual necessita ser maior do que  $X_v$ . O valor de  $X_{v,r}$  é uma função da eficiência de separação do lodo do líquido, no decantador secundário, e da concentração dos sólidos que se obtém no fundo desse decantador. Quando a concentração do lodo de retorno se torna uma condição limitante, a máxima concentração de sólidos biológicos, no tanque de aeração, fica limitada e, assim, um volume mínimo do tanque de aeração se torna necessário de modo a se obter  $\Theta_c$  (ou  $q$ ) reque-



rida para uma desejada eficiência do sistema. Este volume mínimo, definirá um tempo de detenção hidráulico mínimo no tanque de aeração.

Os valores normais de concentração de sólidos biológicos que são mantidos em estações de lodos ativados variam de 1.500 a 6.000 mg/l, e serão apresentados, posteriormente, para cada variante do processo. Outros fatores relacionados à limitação de sólidos biológicos, nos tanques de aeração, são a dificuldade de mistura do conteúdo do tanque de aeração e as limitações de transferências de oxigênio para manter o processo totalmente aeróbio. Os fabricantes dos equipamentos de aeração, com oxigênio puro, invocam, que com esse sistema, uma aeração mais eficiente é obtida e também a sedimentabilidade e adensabilidade do lodo é melhorada, sendo possível se trabalhar com sólidos em suspensão, no tanque de aeração (SSTA), até 10.000 mg/l, sem qualquer problema.

Das equações que relacionam concentração de substrato do efluente final com a taxa específica de utilização do substrato ( $q$ ) e idade do lodo ( $\Theta_c$ ), apresentadas no item 2, pode-se notar que:

- existe um valor mínimo da idade do lodo, abaixo do qual o sistema não apresenta eficiência alguma. Este valor é quando  $S_e$  tende a  $S_0$ .
- aumentando-se  $q$  (ou diminuindo-se  $\Theta_c$ ) a eficiência na remoção de substrato orgânico do líquido afluente decresce.

Teoricamente, define-se a taxa específica de utilização de substrato, como a quantidade de substrato utilizada por unidade de microorganismos ativos, na unidade de tempo. Na prática, este parâmetro não é utilizado. Embora a massa de substrato possa ser expressa, com apenas razoável grau de precisão, como quilos de DBO (ou DQO) utilizados por dia, a massa de microorganismos é normalmente medida como a massa de sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração (SSVTA).

Um parâmetro muito utilizado na prática de tratamento de águas residuárias é o FATOR DE CARGA APLICADA AO LODO VOLÁTIL ( $f_v$ ), que é a quantidade de substrato fornecida por dia, por unidade de sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração. Ainda, para maior facilidade de determinação, utiliza-se muito o FATOR DE CARGA APLICADA AO LODO ( $f$ ), que é a quantidade de substrato fornecida por dia, por unidade de sólidos em suspensão no tanque de aeração. Estes parâmetros são co-

mumente simplificados para FATOR DE CARGA AO LODO VOLÁTIL ( $f_v$ ) e FATOR DE CARGA AO LODO ( $f$ ). Tanto  $f$  como  $f_v$ , se relacionam com os demais parâmetros do processo de lodos ativados de maneira similar a que ocorre com  $q$ .

Na prática, para facilidade de determinação, a idade do lodo é definida como o peso total dos sólidos em suspensão no tanque de aeração, dividido pelo peso de lodo retirado do sistema por dia (incluindo os sólidos em suspensão no efluente final). A quantidade de lodo biológico que deixa o sistema, diariamente, tem que ser a mesma quantidade acrescida diariamente ao sistema, de modo a ser mantida a mesma concentração no tanque de aeração.

Na figura 3.1 são apresentadas as relações entre  $f$  e  $\Theta_c$  para esgotos domésticos.

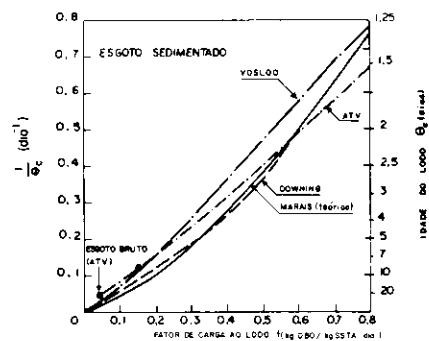


Fig. 3.1. — Relações entre o fator de carga ao lodo ( $f$ ) e idade do lodo ( $\Theta_c$ ) para esgotos domésticos, obtidas por diferentes pesquisadores (Ref. 30)

Muitos pesquisadores têm procurado um relacionamento entre a eficiência de remoção de substrato, ou a concentração de substrato do efluente final, e o fator de carga ao lodo (volátil ou não volátil) ou a idade do lodo. Alguns dos resultados publicados com essas relações são apresentados nas figuras 3.2 a 3.7 (exceto a

3.4) que se referem a esgotos domésticos e alguns despejos líquidos industriais.

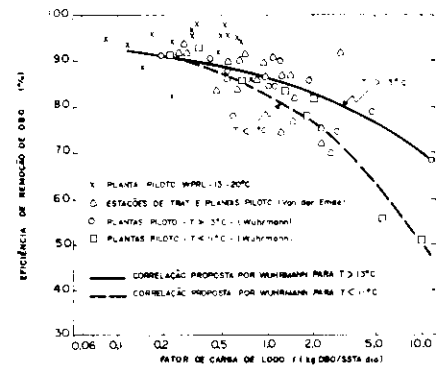


Fig. 3.2. — Eficiência do sistema de lodos ativados na remoção da DBO em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) para esgotos domésticos (Ref. 31)

Na prática, a eficiência de remoção de substrato é normalmente considerada em relação à concentração total do efluente final (incluindo portanto a demanda causada pelos sólidos em suspensão carregados com o efluente final), o que faz com que os resultados observados em função da variação da idade do lodo se distanciem, ainda mais, daqueles previstos teoricamente, (que são referidos à concentração de substrato solúvel do efluente).

Para o caso particular de esgotos domésticos, nota-se que a eficiência na remoção de DBO a valores de  $f < 0,4-0,5$  kg DBO/kg SSTA x dia, permanece relativamente constante entre 90 a 95%, mas para valores de  $f > 0,4-0,5$  kg DBO/Kg SSTA x dia, tem-se um decréscimo acentuado na eficiência do sistema.

Com relação à nitrificação, em sistemas de lodos ativados, deve-se ter em conta que a taxa de crescimento das nitrossomonas (as bactérias limitantes do processo de nitrificação) varia, significativamente, com a temperatura, o que ocasiona diferentes valores mínimos de  $\Theta_c$  (ou máximos

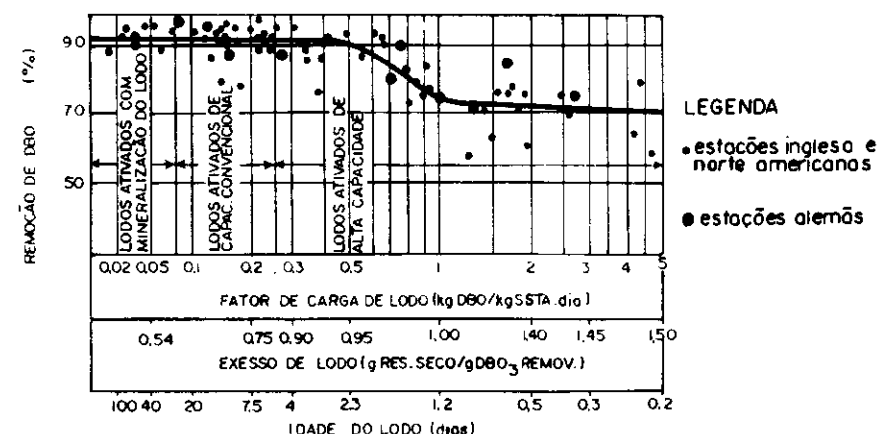


Fig. 3.3. — Redução de DBO em função do fator de carga ao lodo e sua correspondência com o excesso e a idade do lodo (esgoto sedimentado) (Ref. 32)

de  $f$ ) para cada valor da temperatura para que a nitrificação ocorra no sistema. A tabela 3.1, apresenta os valores limites de  $\theta_c$  e  $f$  (para esgotos domésticos) para que haja nitrificação, em sistemas de lodos ativados, como uma função da temperatura, apresentados por Vosloo.<sup>(33)</sup>

**TABELA 3.1.**  
Valores Limites da Idade do Lodo ( $\theta_c$ ) e Fator de Carga do Lodo para Nitrificação em Sistemas de Lodos Ativados em Função da Temperatura (ref. 33)

TEMPERATURA °C	$f$ DE CRESCIMENTO DE NOVOS MICROORGANISMOS EM TRIFLÓCULOS POR DIA	$\theta_c$ MÍNIMO DIAS	$f$ MÁXIMA kg DBO/kg SSTA.x dia
10	10	11,3	0,45
15	18	8,7	0,22
20	33	3,6	0,38
25	60	1,7	0,63

\*  $f$  MÁXIMA PARA ESGOTOS DOMÉSTICOS

A figura 3.4 mostra a eficiência da nitrificação em função da idade do lodo.

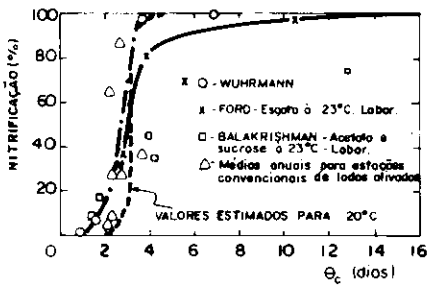


Fig. 3.4. - Relações entre nitrificação e a idade do lodo ( $\theta_c$ ) (Ref. 6)

Considerando que a eficiência global do processo de lodos ativados depende bastante da eficiência da separação dos sólidos em suspensão do efluente, no decantador secundário, estudo da influência dos fatores de carga ao lodo ( $f$  ou  $f_v$ ) ou sua correspondente idade do lodo ( $\theta_c$ ) na sedimentabilidade do lodo ativado, tem merecido atenção especial por parte de vários pesquisadores.

Enquanto o fator de carga ao lodo (ou sua correspondente idade do lodo) afeta, sem dúvida, a capacidade de clarificação dos lodos ativados (considerada pelo seu IVL), é certo também que não existe uma relação fixa entre esses parâmetros.

Que o comportamento do IVL em função de  $f$  ou  $\theta_c$  seja diferente para cada tipo de despejo, conforme estudos de Genetelli e Heukelekian<sup>(34)</sup>, é bastante compreensível, porque para cada substrato, a população a ele aclimatada tem um comportamento. Porém que tal relacionamento de parâmetros apresente resultados completamente opostos, para despejos de características basicamente similares, como é o caso de esgotos domésticos, onde pesquisadores de renome como

Downing e Eckenfelder obtiveram resultados totalmente divergentes (figuras 3.5 e 3.8), indica que as relações entre IVL e  $f$  ou  $\theta_c$ , obtidos para cada ensaio particular não deve ser utilizada, sem reservas, para outros despejos de características similares. Talvez as deficiências já apontadas da representatividade do IVL, como características de sedimentabilidade do lodo ativado, possa ter grande influência na discrepância entre os resultados obtidos por diferentes pesquisadores, para o caso de despejos similares, juntamente com outras diferenças entre os ensaios.

As figuras de 3.5 a 3.15 apresentam várias relações entre o IVL e  $f$ ,  $f_v$  ou  $\theta_c$ , de vários tipos de águas residuárias, em geral obtidas em laboratório ou escala piloto, atuando com alimentação basicamente constante.

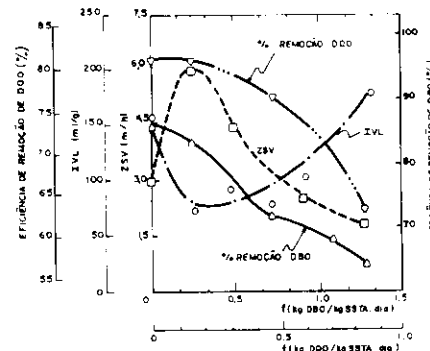


Fig. 3.5. - Variação da eficiência de remoção de DBO e ZSV em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) para esgoto doméstico (Ref. 35)

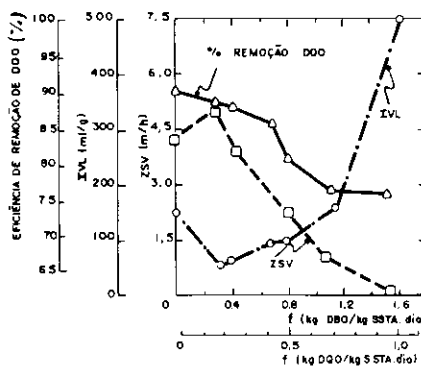


Fig. 3.6. - Variação da remoção de DBO do IVL e ZSV em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) para despejos de cervejaria (Ref. 35)

A variação de  $f$ , durante o dia, foi estudada por Boom e Burgers<sup>(42)</sup> em 1972, que concluíram que essa variação de  $f$  normalmente observada em estações de lodos ativados, embora não apresente efeito significativo na carga média diária de DBO do efluente final, afeta rapidamente os valores instantâneos de DBO, SS do efluente

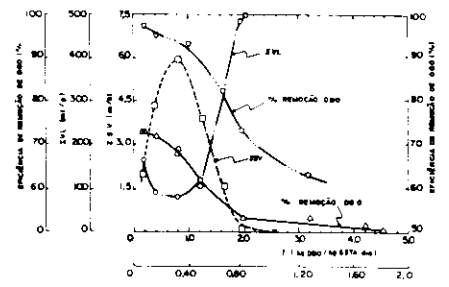


Fig. 3.7. - Variação da eficiência de remoção da DBO e DQO do IVL e ZSV em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) para resíduos líquidos de indústria petroquímica (ref. 35).

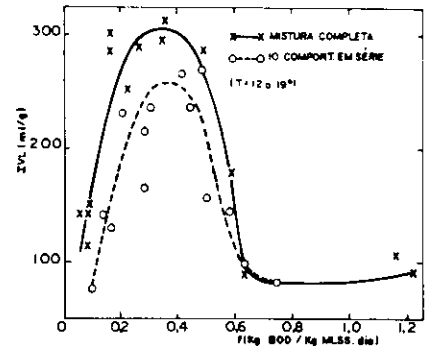


Fig. 3.8. - Variação do IVL em função do fator de carga ao lodo em planta piloto tratando esgoto doméstico (Ref. 31).

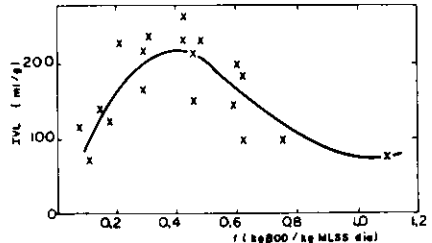


Fig. 3.9. - Variação do IVL em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) para esgoto doméstico - Laboratório (Ref. 36).

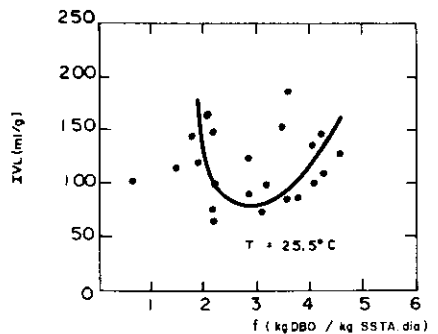


Fig. 3.10 - Variação do IVL em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) após 6 dias de operação em cada valor de  $f$  (esgoto doméstico) (Ref. 37)

final e IVL, durante os períodos de aumentos ou decréscimos de  $f$ . Esses pesquisadores concluíram que os sistemas de lodos ativados apresentam uma resposta muito rápida às variações

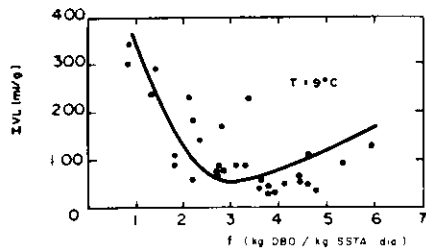


Fig. 3.11 – Variação do IVL em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) após 4 dias de operação em cada valor de  $f$  (esgoto doméstico) (Ref. 37)

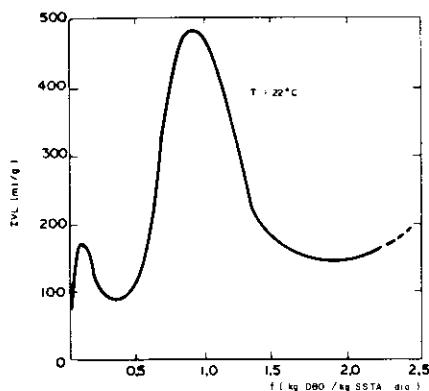


Fig. 3.12 – Efeito do fator de carga ao lodo no IVL proposto por LESPERANCE (esgoto doméstico) (Ref. 38).

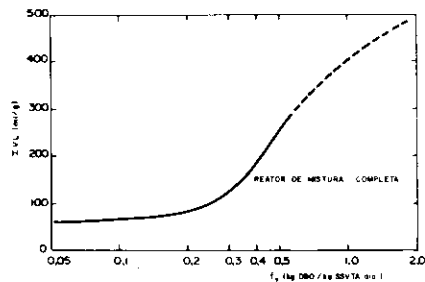


Fig. 3.13 – Variação do IVL em função do fator de carga ao lodo volátil ( $f_v$ ). (Esgoto sedimentado) – Planta piloto (Ref. 39).

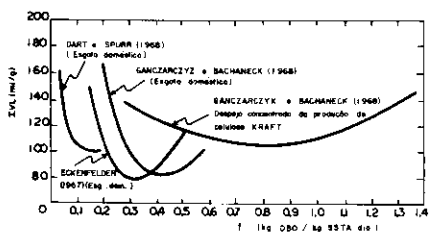


Fig. 3.14 – Comparação de várias relações entre IVL e fator de carga ao lodo ( $f$ ) (Ref. 40).

do fator de carga ao lodo na operação do sistema. Haseltine<sup>(43)</sup> relata grandes variações do IVL (de 30 a 300 ml/g) devido a variações de  $f$  ao longo do dia, sendo as respostas dos sistemas a tais variações razoavelmente rápidas.

Alguns estudos foram feitos procurando conhecer os motivos da influên-

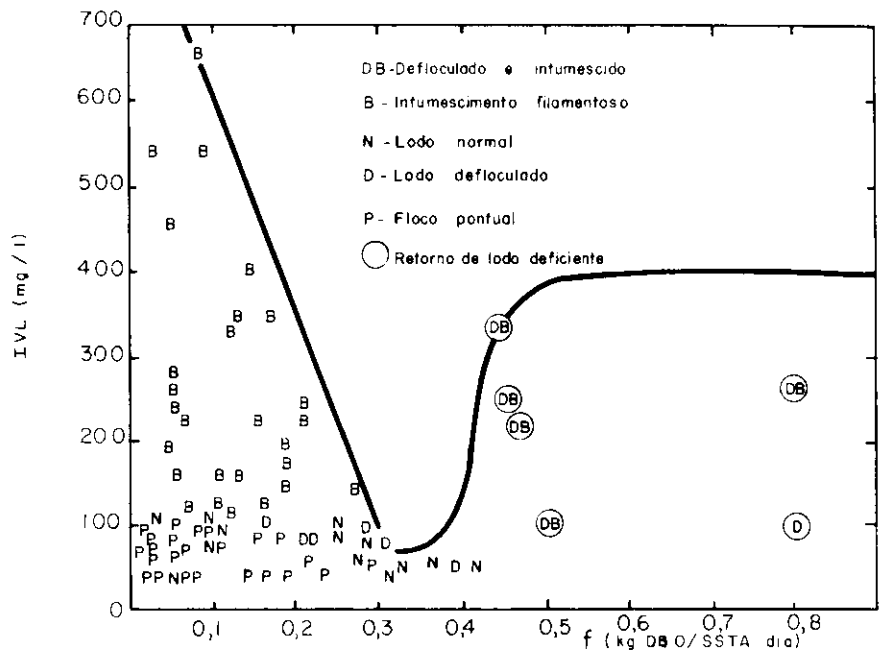


Fig. 3.15 – Comportamento do IVL em função do fator de carga ao lodo ( $f$ ) para diversos sistemas de lodos ativados tratando esgoto doméstico (Ref. 41)

cia do fator de carga na sedimentabilidade do lodo. Neste particular, merece destaque as observações de McKinney<sup>(11)</sup>, bem como de Tenney e Stumm<sup>(12)</sup>, de que a operação de unidades de lodos ativados com valores altos de  $f$ , de modo a se trabalhar na fase de crescimento logarítmico das bactérias (onde o único fator limitante ao crescimento bacteriano é a sua própria velocidade máxima de crescimento), a floculação do lodo ativado é muito pobre. Como os organismos filamentosos apresentam maior relação área/volume, sob as condições de má floculação elas serão favorecidas na adsorção de matéria orgânica em sua superfície, e crescerão mais eficientemente do que as bactérias não filamentosas para valores muito altos de  $f$ . Esse argumento está de acordo com as explicações de Ford e Eckenfelder<sup>(35)</sup> (com resultados apresentados na figura 3.5), que considera os valores de IVL altos ocasionados pela predominância de filamentosos para os valores de  $f$  mais altos. Por outro lado, deve-se lembrar aqui que existem muito poucas observações de IVL em estações de lodos ativados operando na fase de crescimento logarítmico.

Trabalhando no final da faixa denominada "fase de crescimento a taxa decrescente" (onde o crescimento pelas reações de síntese tende a ser igualado pela perda de microorganismos pela respiração endógena em um reator descontínuo) McKinney observou que se obtinha uma excelente floculação do lodo ativado. Nessa fase de crescimento bacteriano é que trabalham a maioria das estações de tratamento de lodos ativados con-

vencional existentes. Deve-se, ainda, ser aqui considerado que os resultados de floculação obtidos por McKinney foram para culturas particulares de microorganismos, e sua aplicabilidade para estações de lodos ativados pode ser questionável.

Para valores baixos de  $f$  ( $f < 0,2$  kg DBO/kg SSTA x dia), correspondendo à fase de respiração endógena, Eckenfelder<sup>(6)</sup> justifica as observações de IVL mais altos dizendo que, nestes casos, existem muitos fragmentos de flocos, não oxidados, que são muito leves, resultando em uma pobre sedimentabilidade do lodo. Note-se que Eckenfelder<sup>(6)</sup> não faz referência à má sedimentabilidade do lodo ocasionada por excesso de filamentosos com baixos valores de  $f$ . Esta explicação não parece muito convincente, pois especialmente para valores muito baixos de  $f$ , tem-se constatado um crescimento exagerado de organismos filamentosos para muitas estações de lodos ativados<sup>(41)</sup>

Pipes<sup>(41)</sup> estudou 32 estações de tratamento de esgotos utilizando o processo de lodos ativados, e obteve o relacionamento entre IVL e  $f_v$  apresentado na figura 3.26. Nesse estudo, foi observado que a menos de casos onde o afluente tinha alta DBO, especialmente devido à incorporação do sobrenadante de digestores anaeróbios, a DBO solúvel do efluente era sempre baixa, sendo que a DBO total, nesses casos, era mais elevada apenas quando era carregada uma quantidade razoável de sólidos em suspensão com o efluente final (1 g SS = 0,54 a 0,69 g DBO). Em geral, esses valores mais altos de SS no efluente final eram obtidos com

valores de IVL baixos ( $IVL < 100$  ml/g) sendo observados muitos flocos bem pequenos ("flocos pontuais") que não sedimentavam nos decantadores secundários ou, quando se tinha valores bastante altos do IVL, e se observava predominância de organismos filamentosos nos flocos.

Uma análise dos dados obtidos em campo por Pipes<sup>(41)</sup>, indica que:

- a desfloculação pode ocorrer em qualquer faixa de  $f_v$ , porém, é causada por problemas tais como: baixo OD, baixo pH, cargas de choque;
- flocos muito pequenos ("flocos pontuais") foram sempre observados a baixos valores de  $f_v$  ( $f_v < 0,2$  kg DBO/kg SSVTA x dia);
- intumescimento filamentososo do lodo foi observado tanto em valores de  $f_v > 0,4$  kgDBO/kg SSVTA.dia, como em valores de  $f_v < 0,2$  kgDBO/kg SSVTA.dia, quando se observam os casos mais severos ( $IVL > 350$  ml/g). Deve-se considerar, neste caso, que o número de observações com  $f_v$  altos foi bem menor do que o de observações com  $f_v$  baixos. É interessante notar, por outro lado, que basicamente as bactérias filamentosas foram observadas nas faixas alta e baixa de  $f_v$ , e que nos valores altos de  $f_v$  o intumescimento era acompanhado de um certo grau de desfloculação.
- lodo normal foi observado em toda faixa de  $f_v < 0,45$  kg DBO/kg SSVTA x dia, sendo que para  $f_v$  entre 0,3 e 0,4 kgDBO/kg SSVTA x dia apenas lodos normais foram observados, muito embora o número de observações nessa faixa fosse muito pequena, em estações de bom porte, com operadores de melhor nível, o que sem dúvida tem influência nos resultados obtidos.

Em outro trabalho de Pipes<sup>(44)</sup> foi observado que actinomicetos do gênero *Nocardia* foram observados, em grande número, em sistemas de lodos ativados operando com  $\theta_c > 9$  dias e quando  $\theta_c > 12$  dias a quantidade desses microrganismos era mais elevada ainda, e causou problemas bastante sérios de desenvolvimento de uma densa espuma sobre os tanques de aeração. Ressalta-se, porém, que embora observado em vários casos, sistemas com  $\theta_c > 9$  dias não apresentam, necessariamente, o problema de elevada quantidade de actinomicetos.

Da análise de todos os dados relacionando  $f$  (ou  $f_v$ ) e IVL, fica claro

que outros fatores, além dos fatores de carga ao lodo, têm uma marcante influência na capacidade de clarificação dos lodos ativados e, consequentemente, no desempenho do processo. Esses outros fatores serão considerados ao longo deste trabalho.

Como já discutido anteriormente, a produção de lodo biológico, em um sistema de lodos ativados, cresce com o aumento da velocidade específica da utilização de substrato  $q$  (e também de  $f$  ou  $f_v$ ) e com o decréscimo de  $\theta_c$ . Na prática, onde o afluente traz consigo partículas sólidas minerais, e não biodegradáveis, em suspensão, e que se incorporam ao excesso de lodo produzido no sistema de lodos ativados, é usual medir-se a produção total do lodo em excesso produzido no sistema. As figuras 3.16 e 3.17 apresentam a produção de lodo ativado em excesso, para esgotos domésticos sedimentado em função de  $\theta_c$  e  $q$ , respectivamente, observado por diferentes autores. Para esgoto doméstico bruto, tratados pelo processo de lodos ativados na faixa de aeração prolongada ( $\theta_c = 20$  a 30 dias e  $f = 0,05$  a  $0,1$  kg DBO/kg SSTA x dia), a produção de lodo ativado total é da ordem de 0,75 kg de sólidos por kg de DBO removida.

Em relação à idade do lodo, pela sua própria definição, pode-se estimar a produção de lodo em excesso como uma porcentagem da quantidade de sólidos em suspensão existente no tanque de aeração, como o inverso da idade do lodo multiplicado por cem.

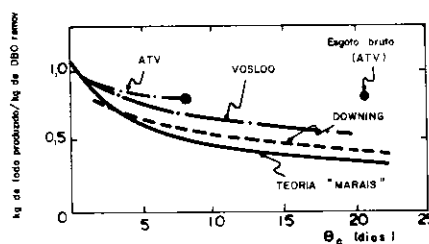


Fig. 3.16 - Produção de lodo em excesso em função da idade do lodo ( $\theta_c$ ) para esgoto doméstico sedimentado (Ref. 30)

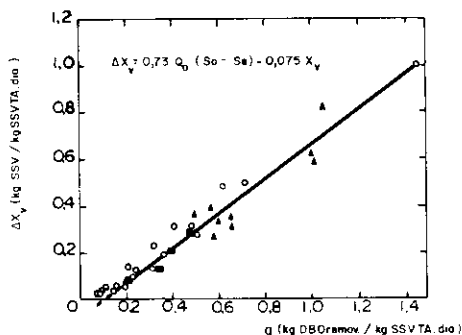


Fig. 3.17 - Influência da velocidade específica de remoção de substrato ( $q$ ) na prod. de lodo biológico ( $\Delta X_v$ ). Esgoto doméstico sedimentado (Ref. 6)

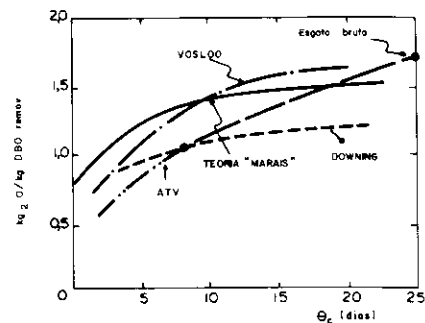


Fig. 3.18 - Consumo de oxigênio pela demanda carbonácea, para esgoto doméstico sedimentado, em função da idade do lodo ( $\theta_c$ ) (Ref. 30)

Em relação ao consumo de oxigênio por unidade de substrato removido, quanto maior a idade do lodo (e menor  $f$  ou  $q$ ) maior é a quantidade de oxigênio requerido por unidade de substrato removida, uma vez que as reações de respiração vão-se tornando cada vez mais importantes que as de síntese, conforme cresce  $\theta_c$ . Alguns dados sobre a demanda de oxigênio para esgotos domésticos são apresentados na figura 3.18.

Em termos de projetos de sistemas de aeração de lodos ativados, tem-se que considerar as variações de carga afluente ao sistema, que variam consideravelmente ao longo do dia. Chegam mesmo, em estações de menor porte tratando esgotos domésticos, a apresentar carga máxima instantânea 3 vezes superior à carga média diária, sendo que para despejos industriais a variação pode ser ainda maior. Por outro lado, deve-se considerar, também, que grande quantidade de sólidos biológicos, existente no tanque de aeração, pode absorver grande quantidade de matéria orgânica coloidal e em suspensão, para posterior oxidação, além da considerável capacidade de equalização de vazões dos tanques de aeração. Quanto menor o fator de carga ao lodo, maior será o volume do tanque de aeração e a quantidade de sólidos biológicos nele presente, para o tratamento de uma determinada carga de substrato e, portanto, é de se presumir, que maior será o efeito equalizador, nesses casos, sobre a demanda de oxigênio. Tendo em consideração esses aspectos, Vosloo<sup>(33)</sup> propôs para o tratamento de esgotos domésticos uma relação entre a máxima demanda de oxigênio (para a qual o sistema de aeração deve ter capacidade) e a quantidade média diária de oxigênio requerida para a oxidação da matéria orgânica, em função do fator de carga de lodo ( $f$ ), e que é apresentada na tabela 3.2. Para a nitrificação,

TABELA 3.2.  
 RELAÇÃO ENTRE FATOR DE CARGA AO LODO (f), NECESSIDADE DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO E TAXAS MÁXIMAS E MÍNIMAS DE OXIGENAÇÃO, PROPOSTA POR VOSLOO<sup>(33)</sup>

FATOR DE CARGA AO LODO kg DBO/kg SSTA x DIA	NECESSIDADES MÉDIAS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (kg O <sub>2</sub> /kg DBO REMOVIDA <sup>2</sup> )	RELAÇÃO ENTRE AS TAXAS DE OXIGENAÇÃO MÁXIMA E MÉDIA	RELAÇÃO ENTRE AS TAXAS DE OXIGENAÇÃO MÍNIMA E MÉDIA
0,10 e menos	1,60	1,5	0,5
0,15	1,38	1,6	0,5
0,20	1,22	1,7	0,5
0,25	1,10	1,8	0,5
0,30	1,00	1,9	0,5
0,40	0,88	2,0	0,5
0,60	0,74	2,2	0,5
0,80	0,68	2,4	0,5
1,00 e mais	0,65	2,5	0,5

deve-se acrescentar à capacidade de aeração mais 4,6 kg de oxigênio por kg de nitrogênio amoniacal, transformado em nitrogênio na forma de nitrato, multiplicado pela mesma relação entre demandas máximas e média diária apresentadas na tabela 3.2.

Também o consumo de oxigênio é comumente medido em termos da taxa de utilização de oxigênio por unidade de tempo e de sólidos em suspensão voláteis existentes no tanque de aeração, em função da taxa de remoção de substrato (q), com o objetivo de se obter os parâmetros para a determinação das necessidades de oxigênio por unidade de tempo, através da equação:

$$NEC \cdot O_2 = a' \cdot Q(S_0 - S_e) + b' \cdot X_v \cdot V$$

a' = consumo de oxigênio por unidade de substrato removido

b' = consumo de oxigênio por unidade de SSVTA e de tempo, pela respiração endógena

Alguns resultados, relativos à taxa de utilização de O<sub>2</sub> por unidade de sólidos em suspensão voláteis, em função de q, f, f<sub>v</sub> e Θ<sub>c</sub>, são apresentados nas figuras 3.19 a 3.21.

Em relação à influência de concentração de SSTA na separação dos sólidos no decantador secundário, obtém-se da teoria de sedimentação, que a velocidade de sedimentação de uma partícula flocculenta decresce com o aumento da concentração dos sólidos. Assim, para um lodo de mesma quali-

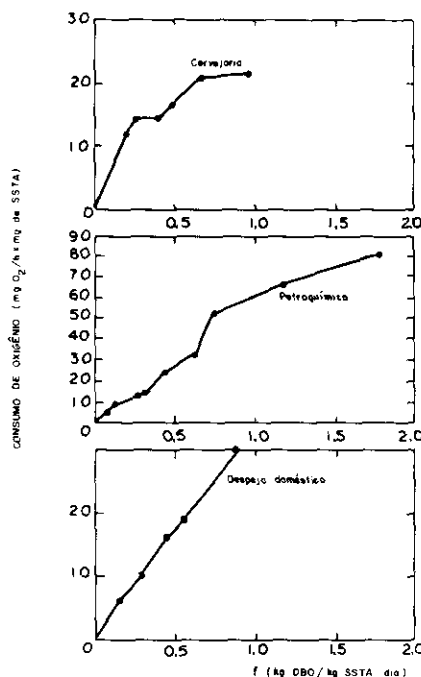


Fig. 3.19 - Consumo de oxigênio em função do fator de carga ao lodo (f) para despejos de petroquímica, cervejaria e doméstico (Ref. 35)

dade, quanto maior a sua concentração, mais difícil será obter-se aumento de concentração do lodo no decantador secundário. Esse problema se torna significativo quando o valor de SSTA se apresenta elevado (SSTA > 5 a 6 kg/m<sup>3</sup> para lodos ativados com oxigênio do ar e SSTA > 10 kg/m<sup>3</sup> para lodos ativados com oxigênio puro). Assim, esse fator influenciará o máximo valor de X<sub>r</sub>/X.

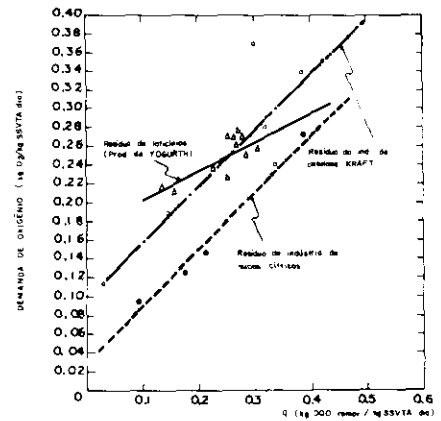


Fig. 3.20 - Demanda de oxigênio em função da taxa de remoção de substrato (q) para resíduos líquidos de laticínios, indústria de celulose KRAFT e de indústria de sucos cítricos (Refs. 45, 46 e 47)

### 3.7. INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

Embora o efeito da temperatura sobre o processo de lodos ativados seja reconhecido como importante desde a sua descoberta, muito pouco trabalho tem sido desenvolvido no sentido de se determinar, objetivamente, a influência da temperatura no tratamento biológico aeróbio de águas residuárias.

A lei de Arrhenius, empiricamente modificada por Streeter - Phelps, vem sendo utilizada para descrever o efeito da temperatura nas taxas de reação envolvidas no tratamento biológico, porém, alguns trabalhos recentes<sup>(48)</sup> têm demonstrado que a equação modificada de Arrhenius não descreve, adequadamente, tais efeitos da temperatura.

A relação modificada de Arrhenius pode ser escrita como: <sup>(48)</sup>

$$K_T = K_{20} \lambda^{(T - 20)}$$

K<sub>T</sub> = taxa de reação à temperatura T

K<sub>20</sub> = taxa de reação a 20°C

λ = coeficiente de temperatura para a atividade microbiana

Para o processo de lodos ativados, o valor de λ para a atividade microbiana, expressa em termos da taxa de respiração, foram propostos os seguintes valores<sup>(6)</sup>:

$\lambda = 1,0$  para fator de carga ao lodo  $f < 0,5$  kg DBO/kg SSTA x dia

$\lambda = 1,0$  a  $1,4$ , para fator de carga ao lodo  $f > 0,5$  kg DBO/kg SSTA x dia

A expressão modificada de Arrhenius pode, também, ser apresentada em termos de taxa de crescimento de microorganismos<sup>(23)</sup>, como segue:

$$\mu = \mu_0 \cdot \lambda_c^{(T - T_0)}$$

onde:

$\mu$  = máxima taxa de crescimento à temperatura  $T$  °C

$\mu_0$  = máxima taxa de crescimento determinada à temperatura  $(T_0)$  °C

$\lambda_c$  = coeficiente de temperatura para o crescimento de microorganismos

Rich<sup>(23)</sup> apresenta os seguintes valores para  $\lambda_c$ , válidos para a faixa de variação de temperatura de 15°C a 30°C:

$\lambda_c = 1,047$  como sendo o valor obtido de informações termodinâmicas (15°C a 30°C)

$\lambda_c = 1,03$  a  $1,07$ , como valor observado em tratamentos biológicos aeróbios (15° a 30°C)

Em relação ao comportamento do coeficiente de síntese celular  $Y$ , Sayigh e Malina<sup>(48)</sup> concluíram em trabalho recente (1978), que este parâmetro, para esgotos domésticos sendo tratado com idade do lodo entre 1 e 3 dias, é praticamente independente da temperatura na faixa de 4 a 20°C, enquanto que, para a temperatura de 31°C, o valor de  $Y$  apresenta um marcante decréscimo, chegando mesmo a um valor inferior à metade daquele observado para a faixa de 4 a 20°C.

Uma possível explicação para essa observação é que, na faixa de 4 a 20°C, a população de bactérias predominantes é basicamente a mesma e que, utilizando o mesmo substrato, apresentam um mesmo valor de  $Y$ . Por outro lado, uma acentuada queda no valor de  $Y$ , a 31°C, indica que uma nova e mais ativa espécie de bactérias, são predominantes no sistema, resultando em muito menor produção de novas bactérias para uma mesma massa de substrato removido. Em relação ao coeficiente de autodes-truição de microorganismos ( $K_d$ ), na

faixa de idade do lodo de 1 a 3 dias, não foi notada por esses pesquisadores praticamente, qualquer influência da temperatura no seu valor.

Collins e outros<sup>(49)</sup> concluíram que, para valores inferiores a 20°C, aumentos da temperatura causam um aumento na quantidade de lodos ativados em excesso produzido em um sistema, enquanto que, para valores superiores a 20°C, o aumento de temperatura causa a diminuição da quantidade de lodos ativados em excesso a ser removida. Em relação a  $K_d$ , este coeficiente cresce com a temperatura, porém, a sua influência na produção do lodo ativado em excesso somente é significativa para valores de idade do lodo mais elevadas ( $\theta > 5$  dias), quando se observa uma queda mais acentuada na produção de lodo com o aumento da temperatura.

Ainda em relação à influência da temperatura na produção de lodos ativados em excesso, Lesperance<sup>(38)</sup> menciona que, para temperaturas elevadas, têm-se menor produção de lodos ativados em excesso, para uma mesma idade do lodo, porque a velocidade da reação de oxidação cresce com a temperatura a uma taxa maior do que a da reação de síntese.

Do exposto, nota-se um comportamento não muito bem definido da produção de lodos ativados em excesso em função da variação de temperatura para valores inferiores a 20°C, porém, existe uma concordância geral de que, para temperaturas mais elevadas, a produção de lodos ativados em excesso decresce sensivelmente com o aumento da temperatura.

Em relação à eficiência na remoção de substrato solúvel, praticamente não existe influência da variação de temperatura dentro da faixa de 4°C a 31°C, para sistemas de lodos ativados trabalhando com esgotos domésticos e idade do lodo superior a 3 dias<sup>(48)</sup>.

Quanto à velocidade específica de remoção de substrato, ela é praticamente independente da temperatura, na faixa de 4 a 20°C, enquanto que, para temperaturas mais elevadas, a velocidade específica de remoção de substrato aumenta com a temperatura.<sup>(48)</sup>

A taxa de utilização de oxigênio dissolvido do líquido cresce com o aumento da temperatura, especialmente para valores acima de aproximadamente 20°C, enquanto que, na faixa de 10 a 20°C, a influência da temperatura nesse parâmetro é relativamente pequena.<sup>(48, 49)</sup>

Para as temperaturas mais elevadas,

o aumento da velocidade das reações de respiração pelo consumo do substrato e da respiração endógena, que necessitam de oxigênio, implica em maior potência de aeração para temperaturas entre 20 e 30°C.

Em relação à concentração de sólidos em suspensão no efluente final e, conseqüentemente, na eficiência global do sistema, para temperaturas mais baixas (inferiores a 10°C) têm-se, em geral, maiores concentrações de sólidos em suspensão. Em temperaturas mais altas, devido à diminuição da viscosidade da água, a floculação biológica e a sedimentação tendem a uma maior eficiência.<sup>(49)</sup>

Em relação ao intumescimento filamentosos, Pipes<sup>(22)</sup> menciona que a sua observação é mais comum a temperaturas mais elevadas. Aparentemente, para temperaturas superiores a 20°C, os organismos filamentosos podem substituir rapidamente organismos predominantes em um lodo ativado normal, se ocorrer alguma condição que favoreça o crescimento desses filamentosos. Ainda Pipes<sup>(50)</sup> menciona que mudanças repentinas na temperatura causam a desfloculação do lodo ativado.

Em relação à nitrificação, no processo de lodos ativados, o efeito da temperatura foi estudado por Downing<sup>(51)</sup>, que propôs, para a taxa de crescimento das nitrossomonas, a seguinte relação:

$$\mu_{N, T} = 0,18 e^{0,12 (T-15)}, \text{ para } (T < 35 - 38^\circ)$$

onde:

$\mu_{N, T}$  = taxa de crescimento das nitrossomonas à temperaturas  $T$

A tabela 3.1 já apresentada, mostra a porcentagem de crescimento de bactérias nitrossomonas, (que são as limitantes da nitrificação) em relação à sua quantidade existente em um sistema de lodos ativados, em função da temperatura e, também, a mínima idade do lodo para que se obtenha a nitrificação.

### 3.8. A INFLUÊNCIA DO NÍVEL DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO E DA INTENSIDADE DE AGITAÇÃO NO TANQUE DE AERAÇÃO NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

Apenas o efeito do nível de oxigênio dissolvido e a intensidade de agi-

tação no tanque de aeração serão considerados neste item. Os fatores que afetam a transferência de oxigênio não serão discutidos, uma vez que não estão diretamente relacionados com o presente estudo.

O nível normal de oxigênio dissolvido nos tanques de aeração se encontra entre 1,0 e 2,0 mg/l. O limite superior de 2,0 mg/l é normalmente adotado por razões econômicas. Quando se pretende obter a nitrificação, o oxigênio dissolvido é mantido por volta de 2,0 mg/l.

Desde o início do processo de lodos ativados, baixos valores de oxigênio dissolvido no tanque de aeração (OD < 0,5 mg/l) têm sido considerados como uma das causas do intumescimento filamentosos.

Nesses casos, um aumento de aeração tem sido um remédio eficiente (22). Embora o *Sphaerotilus natans*, que é um organismo filamentosamente relacionado com o intumescimento do lodo ativado, seja aeróbio obrigatório, estudos realizados em laboratórios demonstraram que a baixos níveis de oxigênio dissolvido essas bactérias crescem bem, e sua máxima velocidade de crescimento é bem pouco menor do que a observada para níveis de oxigênio mais elevados. Já para outras bactérias não filamentosas, obtidas em culturas de lodos ativados (*Arthrobacter globiformis*), observou-se que estes microrganismos não cresceram bem a baixos níveis de oxigênio dissolvido no líquido, sendo a sua máxima taxa de crescimento, nessas condições, muito mais baixa do que aquela observada em culturas bem aeradas (26). Uma explicação para este fenômeno é que, quanto mais baixo o nível de oxigênio dissolvido no líquido, mais difícil se torna manter o interior dos flocos de lodos ativados em condições aeróbias. Os organismos filamentosos que apresentam uma maior relação área superficial/volume e ainda se alongam para fora dos flocos, se apresentam com vantagem sobre os organismos não filamentosos na captação de oxigênio, quando este está presente no líquido em baixos níveis, o que pode vir a ocasionar o crescimento, a níveis exagerados, de organismos filamentosos, causando o intumescimento filamentosos do lodo.

Palm, Jenkins e Parker (52), trabalhando com esgotos domésticos mostraram que o intumescimento filamentosos é bastante dependente do nível de O.D. no tanque de aeração, bem como da taxa específica de remoção de substrato (q). Foi observado, por esses autores, que quanto maior o

OD no tanque de aeração (para OD < 3,5 mg/l), maior o valor de q que se pode manter no sistema, sem a ocorrência do intumescimento filamentosos do lodo. O comportamento da capacidade de clarificação dos lodos ativados, através de seu IVL, em função do OD e de q, proposto por Palm, Jenkins e Parker (52), é apresentado na figura 3.21.

Existem porém algumas informações de que níveis elevados de OD (> 4 mg/l) favorece o desenvolvimento de organismos filamentosos.

Em relação ao nível de agitação no tanque de aeração, é necessário que este seja de modo a proporcionar uma adequada mistura do conteúdo do tanque de aeração e, também, uma

adequada transferência de oxigênio para a mistura lodo/líquido. Uma mistura deficiente permitirá a existência de zonas de sedimentação no reator aeróbio, onde poderão surgir condições anaeróbias no lodo aí sedimentado.

A tabela 3.3 apresenta as necessidades mínimas de aeração para adequada mistura no tanque de aeração.

### 3.9. A INFLUÊNCIA DO TIPO DE REATOR NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE Lodos ATIVADOS

Existem dois tipos ideais de reatores de fluxo contínuo: o de mistura completa e o tipo pistão. Esses dois tipos ideais de reatores são bastante

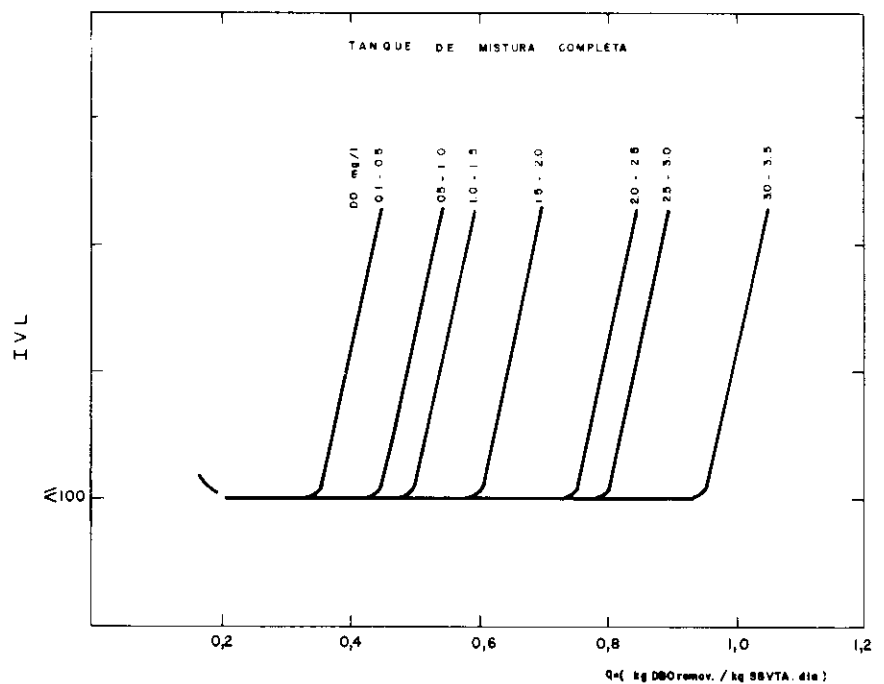


Fig. 3.21 - Relação entre IVL e taxa específica de remoção de substrato (q) para várias concentrações de O.D. para tanques de aeração de mistura completa, proposta por PALM, JENKINS e PARKER (Ref. 52)

TABELA 3.3.  
CONDIÇÕES MÍNIMAS PARA MISTURA ADEQUADA NOS TANQUES DE AERAÇÃO

TIPO DE AERAÇÃO	AERADOR	DISPOSIÇÃO DOS AERADORES	CONDIÇÕES MÍNIMAS PARA MISTURA
Ar Difuso	Domos com Bolhas Finas	Linhas múltiplas cobrindo o Fundo do Tanque	0,612 l de ar/m <sup>3</sup> .s
Ar Difuso	Bolhas Grossas	Laterais do Tanque	0,334 l de ar/m <sup>3</sup> .s
Mecânica	Aerador de Baixa Rotação	-	13 watt /m <sup>3</sup>

difíceis de serem obtidos em tanques de aeração de sistemas de lodos ativados, especialmente o reator tubular. A operação mais normal dos tanques de aeração é em alguma condição intermediária, entre o reator de mistura completa e o tipo pistão. Com o objetivo de se aproximar dos reatores pistonados, especialmente em laboratório, utiliza-se um certo número de reatores iguais, de mistura completa, colocados em série e, quanto maior o número de tanques, o sistema mais se aproximará de um reator tipo pistão.

O sistema com reator tipo pistão é teoricamente mais eficiente do que aquele utilizando reator de mistura completa, para uma mesma idade do lodo.

Ainda das referências bibliográficas (1), (2), (3), (4) e (5), concluiu-se que, para uma reação de primeira ordem em relação à concentração do substrato, quanto maior o número de compartimentos em que é dividido um dado volume, maior será a eficiência de remoção de substrato, em um processo de lodos ativados. Se a reação é de ordem superior a um, em relação à concentração do substrato, maior será a diferença na eficiência de remoção de substrato, conforme aumenta o número de compartimentos do reator para um dado volume. Por outro lado, se a reação é de ordem zero, isto é, independe da concentração de substrato, nenhuma diferença será obtida pela compartimentalização do reator biológico.

Para estações de tratamento em operação, quase não se tem notícia de dados comparativos em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica, pelo uso de tanques de aeração de mistura completa e compartimentalizados. Para os esgotos domésticos, a taxa de remoção do substrato combinado (solúvel mais não solúvel) é, aproximadamente, de ordem zero em relação à concentração de substrato, e é quase de primeira ordem em relação à concentração de microrganismos. Assim sendo, a compartimentalização dos tanques de aeração não terá efeito significativo na eficiência do sistema em relação ao substrato (considerado o solúvel do efluente final).

Os sistemas de lodos ativados, com tanques de aeração de mistura completa, apresentam melhor resistência a cargas de choque de materiais tóxicos ocasionalmente descarregados no tanque de aeração. Produzem efluente mais uniforme quando ocorrem variações de carga ao longo do dia, bem

como são mais adequados ao tratamento de despejos com concentração elevada de matéria orgânica<sup>(53)</sup>. Essas vantagens se devem à imediata mistura do afluente com o conteúdo total do tanque, sofrendo assim uma grande diluição.

Com respeito às características de sedimentabilidade dos lodos ativados (especialmente em função da população microbológica predominante), o tipo de reator utilizado tem influência considerável, muito embora as características do despejo a ser tratado, também sejam fatores importantes, conforme já referido anteriormente.

Para estudar a influência da compartimentação do tanque de aeração na sedimentabilidade dos lodos ativados, o WPRL<sup>(31)</sup> (36) operou dois sistemas, sendo um com tanque de aeração dividido em 10 compartimentos e o outro de mistura completa, utilizando esgoto doméstico sedimentado. A conclusão desse estudo foi a de que o IVL do sistema com reator dividido em 10 compartimentos era um pouco inferior à do outro sistema, na faixa de  $f$  entre 0,1 e 0,6 kg DBO/kg SSTA x dia. Porém a influência da variação do fator de carga de lodo foi muito mais marcante do que a diferença do tipo dos reatores biológicos.

Chudoba e outros<sup>(54)</sup>, (55), (56), trabalhando em laboratório, usando um despejo sintético (mistura de amido e peptona mais os nutrientes) e quatro sistemas de lodos ativados, com tanques de aeração de 1, 4, 8, e 16 compartimentos, operados com  $f = 0,3$  kg DBO/KG SSTA x dia, obtiveram valores de IVL de 517, 300, 91 e 51 ml/g, respectivamente, demonstrando um efeito benéfico muito significativo pela compartimentação de tanque de aeração. Para valores de  $f = 0,5$  a 2,3 kg DBO/kg SSTA x dia, o IVL sempre foi alto para todos os sistemas.

Alem<sup>(57)</sup>, trabalhando com esgoto sintético e três sistemas de lodos ativados, com tanques de aeração de mesmo volume, sendo o primeiro com apenas um compartimento, o segundo com quatro e o terceiro com 8 compartimentos, observou que a compartimentalização do tanque de aeração restringia o crescimento de bactérias filamentosas, sendo menor o seu número quanto maior o número de compartimentos. Entretanto, para valores mais altos do fator de carga ao lodo ( $f > 0,6$  kg DBO/kg SSTA x dia) os filamentosos começaram a se apresentar em porcentagem elevada

também nos sistemas com tanque de aeração de 8 compartimentos em série.

Existem várias informações de que a reaeração dos lodos de retorno, antes de sua mistura com as águas residuárias, melhora as características de sedimentabilidade dos lodos ativados. Sob esse aspecto, Silva<sup>(58)</sup> conseguiu superar problemas de intumescimento de lodo na estação de tratamento de esgotos de Brasília, utilizando um dos quatro tanques de aeração, para reaeração do lodo de retorno, antes de seu contato com os esgotos. Houtmeyers<sup>(26)</sup>, analisando a reaeração dos lodos de retorno, observou a existência de duas fases de aeração bem distintas: uma quando o lodo é aerado juntamente com o despejo e outra quando o lodo de retorno é aerado sem adição de substrato, onde predomina a respiração endógena.

Em estudos de laboratório, utilizando diferentes substratos, Houtmeyers<sup>(26)</sup> concluiu que em sistemas de lodos ativados, onde possam ocorrer a níveis significativos as fases de respiração "exógena" e "endógena", a taxa de remoção de substrato de um tipo particular de microrganismos é muito importante para a seleção entre os vários tipos de microrganismos. Nestes sistemas, os microrganismos com maior taxa de remoção de substrato são capazes de estocar mais substrato durante a fase "exógena", permitindo-lhes um melhor crescimento durante a fase "endógena", onde não se tem substrato disponível no líquido. Houtmeyers<sup>(26)</sup> observou também que as bactérias não filamentosas apresentam maior taxa de remoção de substrato do que as filamentosas, a existência das duas fases "exógena" e "endógena", é benéfico no controle dos organismos filamentosos. Sendo os tanques de aeração divididos em compartimentos em série são mais favoráveis ao aparecimento das fases "exógena" e "endógena", este tipo de tanque de aeração é mais adequado (dentro de certos limites de  $\Theta_c$ ) para o controle do crescimento dos organismos filamentosos.

### 3.10. A INFLUÊNCIA DO PROJETO E DA OPERAÇÃO DO DECANTADOR SECUNDÁRIO NO DESEMPENHO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

Os decantadores secundários de sistemas de lodos ativados, em geral, pertencem a uma das seguintes cate-



gorias: tanques retangulares com fluxo horizontal, tanques quadrados com fluxo ascendente e tanques circulares com fluxo ascendente ou misto. Os tanques quadrados raramente são encontrados e os circulares são, atualmente, empregados na grande maioria dos sistemas de lodos ativados.

Os tanques circulares podem ser construídos com diâmetros desde 3,0 a 60,0 m, muito embora um diâmetro de 30,0 m seja sugerido como máximo<sup>(59)</sup>. O raio do tanque, de preferência, não deveria ser superior a cinco vezes à profundidade do líquido na lateral do tanque.<sup>(5)</sup> Basicamente, existem dois tipos de tanques circulares, quanto à alimentação, que pode ser pelo centro do tanque ou pela periferia do mesmo, sempre com a utilização de uma câmara para distribuição equitativa da vazão em todas as direções.

Os tanques retangulares devem apresentar dimensões obedecendo a certas proporcionalidades, de modo que se obtenha uma boa distribuição da vazão afluente e velocidades horizontais não excessivas. Quando possível, é recomendável que o máximo comprimento do tanque não exceda a dez vezes a sua profundidade.

O decantador secundário de um sistema de lodos ativados deve atender aos requisitos básicos de separação dos sólidos do efluente final e do adensamento do lodo para ser retornado ao tanque de aeração sendo, portanto, necessário que o projeto dessa unidade seja feito para atender a ambos os requisitos.

Em relação à clarificação do efluente final, a área superficial do decantador é aquela correspondente a uma taxa de escoamento superficial equivalente à velocidade de sedimentação da menor partícula a ser completamente removida e, neste particular, a prática tradicional de projeto (uso de taxa de escoamento superficial), é adequada. Considerando-se que as partículas "isoladas" de lodos ativados sofrem floculação na parte superior do decantador, é necessário que se permita um tempo de detenção para este fim, na zona de sedimentação, do decantador. A prática tradicional de projeto, embora atenda a esse requisito, ao considerar tempos de detenção mínimo nos decantadores secundários (2 h para sistemas operando na faixa convencional e 4 h para aeração prolongada), não fazem qualquer distinção entre as zonas de sedimentação e de adensamento. Além disso a validade desses tempos de detenção comumente re-

comendados não tem sido bem documentada.

Por outro lado, se for aplicada continuamente no decantador secundário uma carga de sólidos superior à capacidade de adensamento do tanque, haverá um aumento do manto de lodo que passará a ocupar a zona de sedimentação. Como conseqüência, tem-se um problema que é de aparente falha de clarificação, porém, na realidade, é uma falha de adensamento<sup>(60)</sup>.

A área requerida para o adensamento é aquela que assegure que a quantidade de sólidos aplicada ao decantador, por unidade de área ( $G_a$ ), não exceda a capacidade de transmissão de sólidos ( $G_i$ ) de qualquer camada de lodo que exista no decantador secundário, e que é dada por:

$$G_i = X_i v_i + X_i (r Q/A)$$

onde:

$G_i$  = capacidade de transmissão de sólidos de uma camada de lodo com concentração de sólidos em suspensão  $X_i$ .

$v_i$  = velocidade de sedimentação do lodo com concentração de sólidos em suspensão  $X_i$

$r$  = taxa volumétrica de recirculação de lodo

$Q_0$  = vazão afluente ao sistema

$A$  = área superficial do decantador secundário.

A quantidade de sólidos aplicada ao decantador secundário, por unidade de área, ( $G_a$ ), é dada por:

$$G_a = \frac{(1 + r) Q_0 X}{A}$$

onde  $X$  é a concentração de sólidos em suspensão à saída do tanque de aeração.

O valor da capacidade de transmissão de sólidos ( $G_i$ ), para um lodo

ativado existente, pode ser obtido experimentalmente, determinando-se as velocidades de sedimentação para diferentes concentrações do lodo existente e selecionando-se a concentração do lodo a ser removido do decantador secundário e, conseqüentemente, a taxa volumétrica de recirculação do lodo. O procedimento, para a determinação da máxima capacidade de transmissão de sólidos dentro de um decantador, para um dado lodo ativado é apresentado em detalhes por Dick<sup>(60)</sup>, Metcalf e Eddy<sup>(5)</sup>, Rich<sup>(23)</sup>, Eckenfelder<sup>(6)</sup> e muitos outros livros textos que tratam do assunto.

A área a ser adotada para o decantador secundário deverá ser a maior entre as duas determinadas, com o objetivo de clarificação e com o objetivo de adensamento. Deve-se ter ainda em consideração, que os ensaios experimentais com um determinado lodo ativado, desenvolvido em laboratório para a determinação de áreas necessárias para clarificação e adensamento do lodo, apresentam falhas, por não levarem em consideração condições de campo relativas à entrada do decantador, saída, ponto de remoção de lodo relacionado com a velocidade de distribuição do afluente ao decantador, correntes de densidade e outros fatores que não são considerados no dimensionamento teórico de decantadores secundários.

Considerando o fato, bastante freqüente, de não se ter lodo ativado para os testes de laboratório que permitam determinar os parâmetros para o dimensionamento de decantadores secundários, são ainda bastante úteis os valores práticos, largamente utilizados para projeto, e que têm permitido um desempenho satisfatório para separação dos sólidos biológicos do efluente final, pelo menos para o caso de lodos com características de clarificação e adensamento razoavelmente boas.

TABELA 3.4.  
VALORES TÍPICOS DE PROJETO DE DECANTADORES SECUNDÁRIOS DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS (DA REF. 5)

TIPO DE SISTEMA	CARGA HIDRÁULICA POR SUPERFÍCIE		CARGA DE SÓLIDOS SECOS POR SUPERFÍCIE		PROFUNDIDADE *
	VAZÃO MÉDIA	VAZÃO MÁXIMA	VAZÃO MÉDIA	VAZÃO MÁXIMA	
LODOS ATIVADOS EXCETO AERAÇÃO PROLONGADA	16-32	40-48	3,0-6,0	9,0	3,5-5,0
AERAÇÃO PROLONGADA	8-16	24-32	1,0-5,0	7,0	3,5-5,0

\* TANQUES COM FUNDO DE INCLINAÇÃO MUITO PEQUENA, COM REMOÇÃO MECÂNICA DE LODO

De modo a minimizar o problema de correntes de densidade e arraste de lodo já depositado, as velocidades horizontais devem ser limitadas. Para tanques retangulares, a velocidade horizontal de escoamento, baseada na vazão máxima afluyente ao decantador, não deve exceder a 30,5 m/h. Em tanques circulares, com alimentação central, a câmara de chegada do afluyente deve ter diâmetro de 15 a 20% do diâmetro do tanque, e se aprofundar no máximo 1,0 m em relação à superfície do líquido<sup>(5)</sup>. Para unidades menores, onde se tem o fundo do tanque com inclinação razoavelmente grande, é comum se ter a profundidade da câmara de recebimento do afluyente igual a da parede lateral do tanque.<sup>(59)</sup>

A utilização de calhas vertedores fixas, empregadas em estações mais antigas, apresenta muitos problemas de fluxo preferencial, sendo recomendável sempre a utilização de vertedores ajustáveis, que permitem uma melhor distribuição de vazão coletada ao longo de toda a linha de coleta do efluente.

De modo a se minimizar a influência de correntes de densidades nos vertedores de coleta do efluente, para os tanques maiores, é recomendado<sup>(5)</sup> uma profundidade mínima de 3,1 m para a coleta entre o centro e a periferia do tanque, e de 3,7 m para a coleta do efluente localizada na periferia dos tanques circulares ou para os tanques retangulares. Para decantadores pequenos, sem equipamentos mecânicos de remoção de lodos, essas profundidades mínimas não são normalmente observadas.

A vazão por metro linear de coleta, para a vazão máxima, não deve ultrapassar 375 m<sup>3</sup>/m x dia para os vertedores de tanques grandes, localizados fora da zona sujeita a correntes de densidade e 250 m<sup>3</sup>/m x dia para a coleta localizada dentro da zona sujeita a interferência de correntes de densidade. Para decantadores secundários pequenos, é recomendado<sup>(5)</sup> um limite superior de 125 m<sup>3</sup>/m x dia para a vazão média e 250 m<sup>3</sup>/m x dia para a máxima vazão. Nas imediações dos vertedores, a velocidade ascensional do líquido deve ser limitada a, aproximadamente, 3,7 a 7,3 m/h. Este dado pode ser utilizado para determinar o espaçamento entre os canais múltiplos de coleta, utilizados em tanques retangulares<sup>(5)</sup>.

A utilização de anteparo ao longo de toda a linha de coleta de efluente do decantador é recomendável, de modo a evitar que a espuma e o lodo, que podem subir à superfície do de-

cantador sejam carregados com o efluente final. A utilização de remove-dores de escumas em decantadores secundários pode ser considerada indispensável nos casos de serem utilizados decantadores primários sem remoção de espuma e em casos de despejos que apresentem quantidades razoáveis de espuma, após o tratamento por lodos ativados.

A retirada de lodo do decantador secundário pode ser feita por descarga hidráulica para um tanque de lodo separado, por sucção direta de um poço do tanque, ou então por um sistema de "air-lift", ou sifonamento diretamente do fundo do decantador, quando este é plano. Nesse último caso, a utilização de um único braço de sucção, em tanques circulares, tem causado correntes de fluxo bastante significativas dentro do decantador, prejudicando bastante o seu desempenho. Nos casos de descarga hidráulica ou de sucção direta de um poço de lodo dentro do decantador circular, foi observado<sup>(59)</sup>, em vários casos, a ocorrência de vórtices, causando a destruição do manto de lodo do fundo do decantador e subida desse lodo para a zona de sedimentação, com sua eventual saída no efluente final. Essa falha é causada pelo subdimensionamento do tubo de saída do lodo, ou pela remoção deste a taxas muito altas.

Em relação às tubulações de transporte de lodo, é recomendável uma velocidade mínima de 0,5 m/s, pelo menos uma vez ao dia, para evitar entupimentos. A velocidade máxima não deve ultrapassar 3,0 m/s.

A influência da qualidade do lodo ativado na operação do decantador secundário já foi comentada no item 3.3.2.

Existe, ainda, alguma discussão relativa às vantagens e desvantagens de se permitir que o lodo seja retido no decantador secundário por algum tempo, sob condições anóxicas. A esse respeito algumas considerações devem ser feitas, como segue:

- quando o processo de lodos ativados é operado de modo a se ter a nitrificação, pode-se ter a desnitrificação, sob condições anóxicas, no decantador secundário, com liberação do nitrogênio gasoso. A aderência desse gás aos flocos pode fazer com que o lodo suba para a superfície do decantador;
- em sistemas de lodos ativados trabalhando a altos valores do fator de carga ao lodo, onde ainda tenha substrato disponível no líquido, a detenção do lodo no decantador

secundário por períodos de tempo razoavelmente longos, pode ocasionar uma atividade anaeróbia, com desprendimento de gases e conseqüente subida de placas de lodo para a superfície do decantador. Cabe aqui lembrar que a maioria das bactérias do processo de lodos ativados são facultativas, podendo portanto adaptar-se tanto às condições aeróbias como anaeróbias.

muitos organismos filamentosos são estritamente aeróbios (embora existam algumas discordâncias em relação aos *Sphaerotilus* <sup>(7)</sup>). Portanto, longos períodos de anaerobiose no decantador secundário poderia eliminar os filamentosos. Existem dados contraditórios sobre o tempo necessário para a eliminação dos filamentosos, mas um mínimo de seis horas parece ser necessário<sup>(6)</sup>.

### 3.11. VARIAÇÕES DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

Uma vez que o processo de lodos ativados é bastante flexível e pode ser adaptado para tratar uma grande variedade de águas residuárias, com poluentes predominantemente de origem orgânica, diferentes tipos do processo já foram desenvolvidos. Os tipos mais comuns incluem os seguintes:

- Processo operando na faixa convencional (3 dias <  $\Theta_c$  < 15 dias)
  - sistema convencional (concepção original do processo de lodos ativados)
  - sistema de aeração proporcional
  - sistema com tanque de aeração de mistura completa
  - sistema com alimentação escalonada ("step aeration")
  - estabilização por contato
  - processo Kraus
- Processo operando na faixa de aeração prolongada (20 dias <  $\Theta_c$  < 30 dias)
  - aeração prolongada
  - valos de oxidação
  - sistema "Carrousel"
- Processo operando a altos fatores de carga ao lodo ( $\Theta_c$  < 5 dias)
  - aeração de alta taxa
  - aeração modificada
- Processo utilizando oxigênio puro
  - sistema de oxigênio puro

Inicialmente serão descritos os sistemas que utilizam o oxigênio do ar, em ordem decrescente de idade do

lodo e, finalmente, será descrito o sistema de oxigênio puro.

### 3.11.1. Aeração Prolongada

Esta variante do processo trabalha com idade do lodo na faixa de 20 a 30 dias e com  $f_v = 0,05$  a  $0,10$  kgDBO/kgSSVTA x dia. O tanque de aeração é um reator de mistura completa, o SSTA na faixa de 3 a  $6 \text{ kg/m}^3$  e a taxa volumétrica de retorno de lodo está entre 75% e 150% da vazão média afluente. A aeração é feita por ar difuso ou por aeradores mecânicos. A eficiência do processo em termos de remoção de DBO é de 90 a 98% com base na DBO solúvel do efluente e a nitrificação é quase que total. Normalmente, o processo de aeração prolongada é utilizado para o tratamento de despejos sem decantação primária. Devido aos baixos valores do fator de carga de lodo, os volumes do tanque de aeração são relativamente grandes e, em muitos casos, isto é um fator limitante ao uso de aeração prolongada para estações de tratamento de médio e grande porte. Ainda nesse processo de tratamento, existe também a estabilização aeróbia do lodo, o que aumenta ainda mais o consumo de oxigênio, que é sensivelmente maior do que o verificado nos processos que trabalham com fatores de carga de lodo mais elevado e onde tal estabilização aeróbia do lodo não ocorre. Por outro lado, pelo fato de o lodo gerado estar praticamente estabilizado, ele pode ser disposto de maneira relativamente simples, sem a necessidade de posterior digestão, o que torna esta variante econômica, em sistemas de pequeno porte.

Devido à relativamente grande quantidade de sólidos biológicos no tanque de aeração, este sistema é razoavelmente resistente a cargas de choques e lançamento ocasionais de elementos tóxicos no sistema. Por outro lado, quando o ambiente do reator sofre degeneração acentuada, devido à elevada idade de lodo a que opera a aeração prolongada, o período de tempo requerido para o retorno do processo às condições normais de operação, após eliminada a causa do distúrbio, é em geral bastante grande. Como esse sistema libera alguns nutrientes da oxidação do material celular, um despejo que tenha alguma deficiência em nitrogênio pode ser tratado, com sucesso, por essa variante do processo de lodos ativados. A figura 3.22 é uma representação esquemática do processo de aeração prolongada.

### 3.11.2. Valos de Oxidação

Os valos de oxidação apresentam as mesmas características da aeração prolongada diferindo desse processo apenas no formato do tanque de aeração e nos rotores de aeração que são de eixo horizontal. O tanque de aeração é um canal em forma de "pista de hipódromo", com profundidade de 1,0 a 1,5 m. O rotor de aeração é colocado transversalmente ao valo de modo a propiciar aeração e circulação do líquido que se dá com velocidade de 0,3 a 0,6 m/s. O valo de oxidação pode ser operado intermitente ou continuamente. No caso de operação descontínua, não existe decantador secundário, pois com a parada do aerador os sólidos em suspensão se sedimentam no próprio tanque de aeração e uma quantidade adequada do líquido sobrenadante é descarregada do sistema. No caso de operação contínua, o decantador secundário pode ser localizado dentro do próprio tanque de aeração ou, então, como uma unidade em separado realizando-se o retorno do lodo através de bombeamento. Para operação contínua, o uso de decantador secundário separado apresenta melhores resultados. A figura 3.23 é uma representação esquemática do valo de oxidação. Esse sistema é limitado para estações de tratamento de pequeno porte.

### 3.11.3. Sistema "Carousel"

Esse sistema opera com as mesmas características da aeração prolongada, no que se refere à idade de lodo, fator de carga ao lodo volátil, concentração de sólidos em suspensão, nitrificação e estabilização aeróbia do lodo. Na realidade o "Carousel" é um valo de oxidação com algumas modificações técnicas que, pelo uso de rotores de aeração de eixo vertical permitiram a utilização de canais profundos (4 a 5 m), diminuindo sensivelmente a área requerida para o tratamento e permitindo a sua utilização para estações de tratamento de grande porte. No caminho entre dois pontos de aeração o OD vai decrescendo, chegando próximo a zero ao entrar na zona de aeração, o que propicia uma melhor eficiência na transferência de oxigênio para a massa líquida. O "Carousel" é, muitas vezes, projetado com uma zona anóxica de modo a se obter, também, a desnitrificação. A figura 3.24 apresenta um esquema do sistema "Carousel".

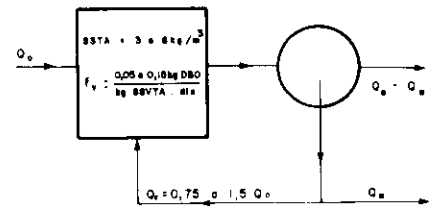


Fig. 3.22 - Representação esquemática do sistema de aeração prolongada

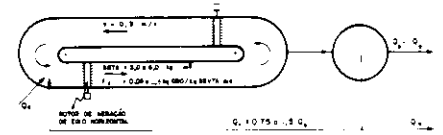


Fig. 3.23 - Representação esquemática do sistema de valo de oxidação

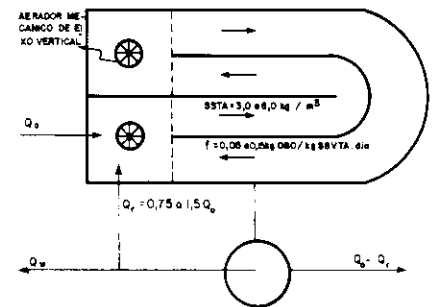


Fig. 3.24 - Representação esquemática do sistema "carousel"

### 3.11.4. Sistema Convencional (concepção original do processo de lodos ativados)

Esse tipo de lodos ativados trabalha com fator de carga ao lodo volátil na faixa de 0,2 a 0,5 kg DBO/kg SSVTA x dia e idade do lodo de 3 a 15 dias. O tanque de aeração é um reator tendendo ao tipo pistonado, (porém longe do reator tubular ideal) e a aeração pode ser por ar difuso ou através de aeradores mecânicos. A concentração de SSTA é, normalmente, de 1,5 a  $3,0 \text{ kg/m}^3$  e a taxa volumétrica de retorno de lodo é de 25 a 50% de vazão afluente ao sistema. A eficiência do processo, em termos de remoção de DBO, é de 85 a 95%. O sistema é sensível a cargas de choque e é mais indicado para despejos com cargas orgânicas da ordem dos esgotos domésticos. A figura 3.25 é uma representação esquemática do sistema convencional de lodos ativados. A nitrificação pode ocorrer nesses sistemas, sendo mais completa quando maior a idade do lodo e maior a temperatura.

### 3.11.5. Sistema de Aeração Proporcional

Essa variante do processo de lodos ativados apresenta basicamente as

mesmas características do sistema convencional, sendo a sua diferença apenas no que se refere ao arranjo da aeração, que é sempre por ar difuso e com fornecimento de ar proporcional às necessidades de oxigênio consumido. À entrada do tanque de aeração, onde o consumo de oxigênio é maior, existe uma concentração maior de difusores, que vão se apresentando mais espaçados, ao longo do tanque de aeração, conforme vai diminuindo o consumo de oxigênio. Nesse processo, a nitrificação pode ser inibida, pela manutenção de níveis de oxigênio relativamente baixos (0,5 a 1,0 mg/l) ao longo de todo o tanque de aeração.

### 3.11.6. Sistema com Tanque de Aeração de Mistura Completa

O fator de carga ao lodo volátil desse sistema está na faixa de 0,2 a 0,6 kg DB/kg SSVTA x dia e a idade do lodo de 3 a 15 dias. O tanque de aeração é um reator de mistura completa, com o despejo afluente e o lodo de retorno se misturando imediatamente com todo o conteúdo do tanque de aeração. A concentração de SSTA é de 2,0 a 6,0 kg/m<sup>3</sup>. A taxa volumétrica de retorno de lodo é de 25 a 100% da vazão afluente ao sistema e a eficiência do sistema em termos de remoção de DBO, é de 85 a 95%. Este sistema é mais resistente a cargas de choque e lançamentos ocasionais de elementos tóxicos ao sistema, do que o sistema convencional sendo, também, mais adequado para o tratamento de despejos mais fortes. A figura 3.26 é uma representação esquemática do sistema de mistura completa. A aeração pode ser por ar difuso ou por aeradores mecânicos.

### 3.11.7. Sistema com Alimentação Escalonada ("step aeration")

Esse sistema também opera a fatores de carga ao lodo volátil na faixa de 0,2 a 0,6 kg DBO/kg SSVTA x dia e idades de lodo de 3 a 15 dias. O processo usa tanque de aeração tendendo ao reator pistonado, e a água residuária é introduzida em vários pontos ao longo do tanque, de modo a manter uma relação de alimentos para microrganismos basicamente constante ao longo do reator e, portanto, minimizando os picos de demanda de oxigênio. O lodo de retorno, a uma taxa volumétrica de recirculação de 25 a 75%, é introduzido totalmente no início do tanque de aeração. A eficiência do processo é de 85 a 95%, em relação à remoção da DBO, e a

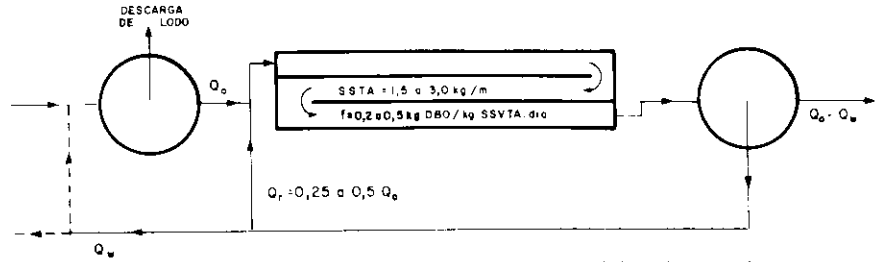


Fig. 3.25 - Representação esquemática do sistema convencional de lodos ativados

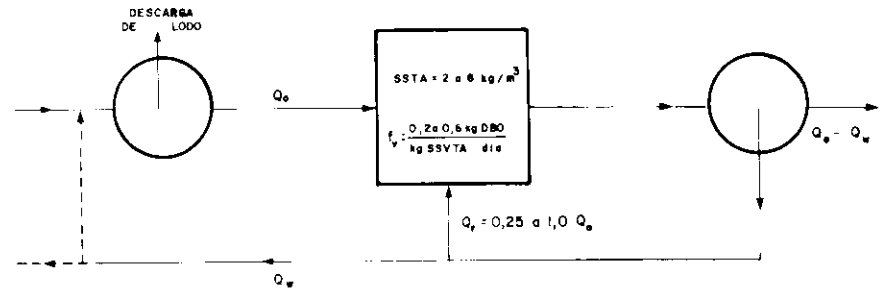


Fig. 3.26 - Representação esquemática do sistema de mistura completa

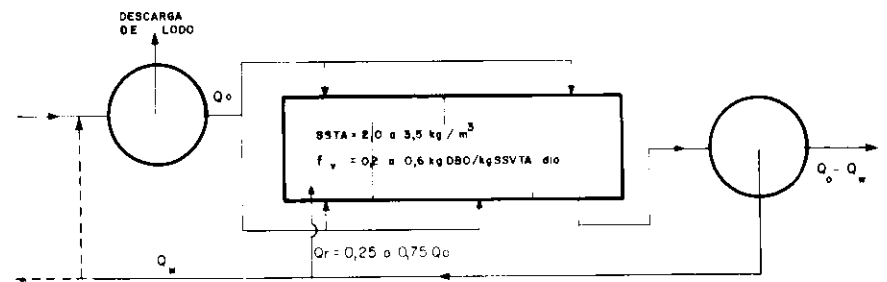


Fig. 3.27 - Representação esquemática do sistema de alimentação escalonada (step aeration)

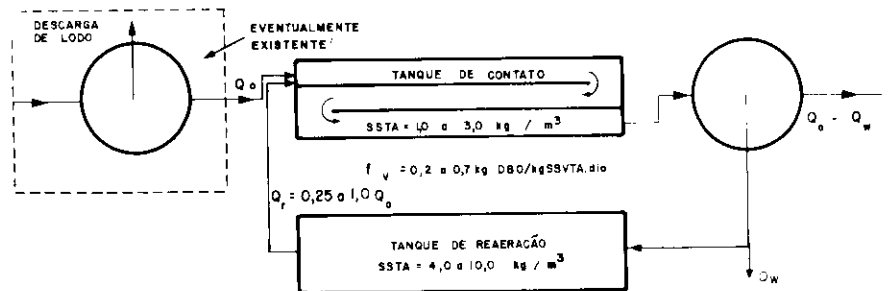


Fig. 3.28 - Representação esquemática do sistema de estabilização por contato

concentração de SSTA é de 2,0 a 3,5 kg/m<sup>3</sup>. A aeração é, em geral, feita por ar difuso. A figura 3.27 é uma representação esquemática do sistema de aeração escalonada.

O arranjo de entradas de águas residuárias e a disposição dos "canais", que constituem o tanque de aeração, permitem ao sistema uma grande flexibilidade de operação.

### 3.11.8. Estabilização por Contato

Nesse sistema, a faixa de operação do fator de carga ao lodo volátil é de 0,2 a 0,6 kg DBO/kg SSVTA x dia e a idade do lodo varia de 3 a 15 dias. O despejo é aerado com o lodo de retorno por um período de tempo curto (30 a 60 minutos) em um reator ten-

dendo ao tipo tubular, chamado "tanque de contato", quando os materiais orgânicos são absorvidos pelos flocos biológicos. O lodo é a seguir separado do efluente tratado, em um decantador secundário, e é encaminhado a um tanque onde é aerado por um período de 3 a 6 horas. Neste "tanque de reaeração de lodo" o material orgânico absorvido pelos flocos biológicos é então usado para a obtenção de energia e produção de novas células. Uma parcela do lodo de retorno é descartada, de modo a manter constante o nível de sólidos em suspensão no sistema. O restante do lodo reaerado é retornado para o "tanque de contato", a uma taxa volumétrica de 25 a 100% da vazão afluente ao sistema. O volume total dos tanques de aeração é da ordem de 50% daquele ne-

cessário para o processo de lodos ativados convencional tratar a mesma vazão de um despejo.

A estabilização por contato funciona bem para despejos que apresentam a matéria orgânica predominantemente no estado coloidal e em suspensão, como é o caso dos esgotos domésticos, pois o processo se baseia na capacidade de absorção de matéria orgânica pelos flocos de lodos ativados. Para o tratamento de águas residuárias com a matéria orgânica predominantemente na forma solúvel a estabilização por contato não é recomendável, pois o tempo de detenção no tanque de contato teria que ser bem maior para se obter boa eficiência do sistema. O sistema de aeração pode ser por ar difuso ou por aeradores mecânicos e as concentrações de sólidos em suspensão variam de 1,0 a 3,0 kg/m<sup>3</sup> no "tanque de contato" e de 4,0 a 10,0 kg/m<sup>3</sup> no "tanque de reeração do lodo". A eficiência do processo, em termos de remoção de DBO, é de 80 a 90%. A figura 3.28 representa esquematicamente o sistema de estabilização por contato, que por vezes é construído sem decantador primário.

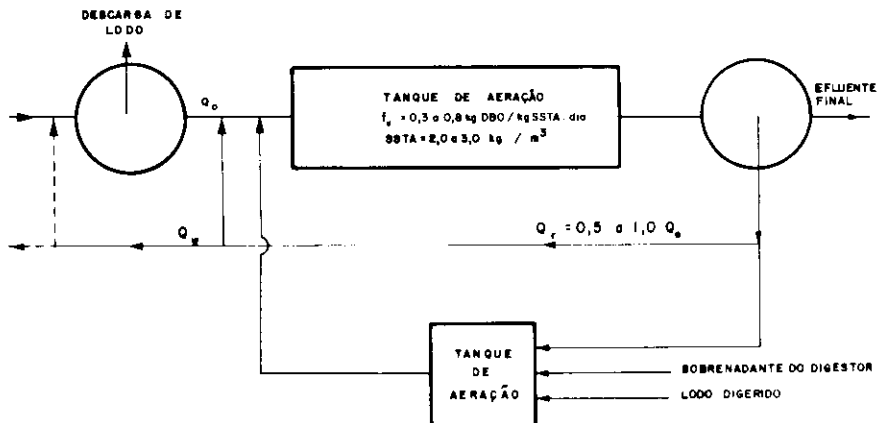


Fig. 3.29 - Representação esquemática do processo KRAUS

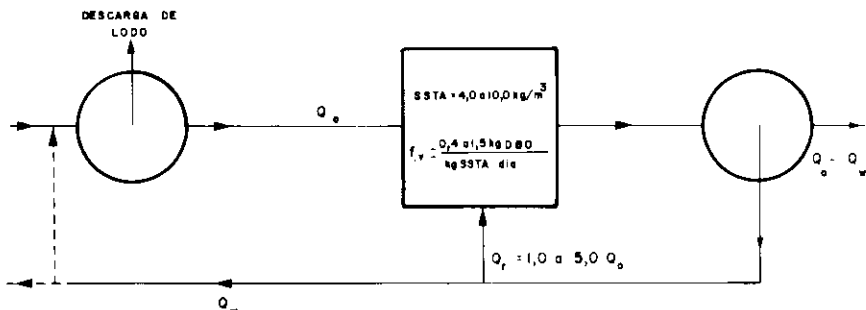


Fig. 3.30 - Representação esquemática do sistema de aeração de alta taxa

### 3.11.9. Processo Kraus

Esse sistema que trabalha com fator de carga ao lodo volátil na faixa de 0,3 a 0,8 kg DBO/kg SSVTA x dia e idade do lodo de 2 a 10 dias, é uma variante do processo de lodos ativados indicada para o tratamento de águas residuárias deficientes em nitrogênio. Nesse processo, o sobrenadante dos digestores anaeróbios de lodo, o lodo digerido e uma parcela do lodo de retorno são aerados em um tanque de reeração, por um período de 24 horas, onde o nitrogênio amoniacal é convertido à forma de nitrato. O conteúdo desse tanque é, então, misturado ao lodo de retorno e ao afluente ao sistema à entrada do tanque de aeração. O nitrato do sobrenadante corrige a deficiência de nitrogênio do despejo e os sólidos mais pesados, contidos no lodo digerido melhoram a sedimentabilidade dos lodos ativados<sup>(5)</sup>. A figura 3.29 apresenta um esquema do processo Kraus, que, inicialmente, foi utilizado com tanque de aeração tendendo ao tipo tubular e aeração por ar difuso, concentração de SSTA de 2,0 a 3,0 kg/m<sup>3</sup> e taxa volumétrica de retorno de lodo de 50 a 100%, em relação à vazão afluente ao sistema.

### 3.11.10. Aeração de Alta Taxa

Esse sistema opera com fator de

carga ao lodo volátil na faixa de 0,4 a 1,5 kg DBO/kg SSVTA x dia, e tempo de detenção hidráulico de 0,5 a 2 horas. Usa tanque de aeração do tipo mistura completa e através de aeradores do tipo turbina. A concentração de SSTA é de 4,0 a 10,0 kg/m<sup>3</sup> e a taxa volumétrica de retorno de lodo é de 100 a 500% em relação à vazão afluente do sistema. Em relação à DBO, a eficiência do sistema varia de 70 a 90%. A figura 3.30 apresenta um esquema do sistema de aeração de alta taxa.

### 3.11.11. Aeração Modificada

Esse sistema trabalha com fator de carga ao lodo volátil na faixa de 1,5 a 5,0 kg DBO/kg SSVTA x dia e idade de lodo entre 0,2 a 0,5 dias. O sistema usa tanque de aeração tendendo ao tubular, aeração por ar difuso, concentração de SSTA de 0,2 a 0,5 kg/m<sup>3</sup> e taxa volumétrica de retorno de lodo de 5 a 15%, em relação à vazão afluente ao sistema. A eficiência, em termos de remoção de DBO, é de 60 a 75% e o sistema é indicado para níveis intermediários de tratamento ou como um pré-tratamento, para posterior complementação por um tipo mais eficiente do processo de lodos ativados. A figura 3.31 apresenta um esquema do sistema de aeração modificada.

### 3.11.12. Sistema de Oxigênio Puro

Esse sistema, que vem sendo utilizado a partir de 1970, trabalha com fator de carga ao lodo volátil de 0,25 a 1,0 kg DBO/kg SSVTA x dia e idade do lodo de 8 a 20 dias<sup>(5)</sup>. O sistema usa tanques de aeração do tipo mistura completa, fechados e colocados em série, equipamentos mecânicos de agitação e introdução de oxigênio puro nos tanques de aeração. A concentração de SSTA é de 6 a 8 kg/m<sup>3</sup>, a taxa volumétrica de retorno de lodo é de 25 a 50% em relação à vazão afluente ao sistema, e a eficiência, em relação à remoção de DBO, é de 85 a 95%. Devido às elevadas concentrações de sólidos no tanque de aeração, os seus volumes são relativamente pequenos, o que indica este processo para casos com pouca disponibilidade de área. O processo de oxigênio puro, também, é indicado para despejos que apresentam grande variação de carga orgânica e para despejos industriais de alta concentração de matéria orgânica. A figura 3.32 apresenta um esquema de processo de oxigênio puro. A quantidade de lodo presente no decantador secundário, é sempre bem elevada, chegando, em certos casos, a representar quase metade de todo o lodo existente no sistema.

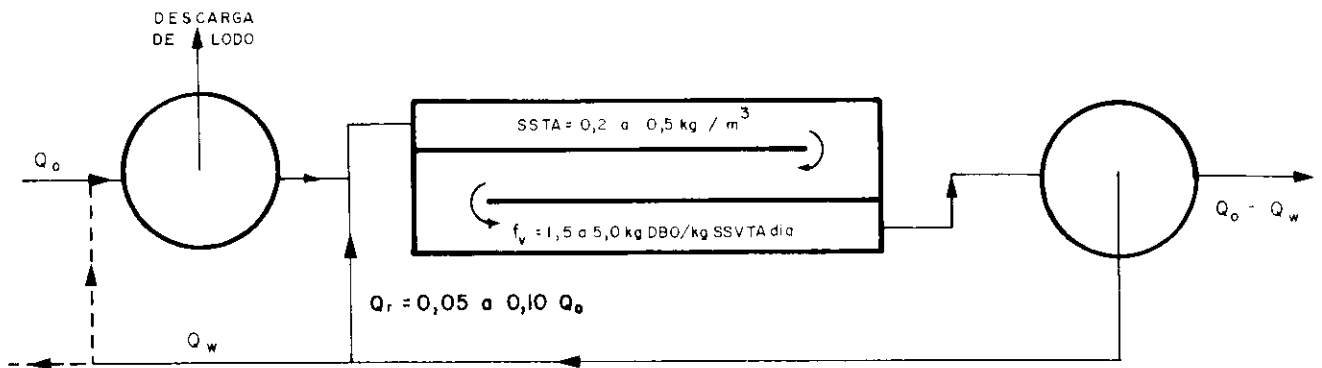


Fig. 3.31 - Representação esquemática do sistema de aeração modificada

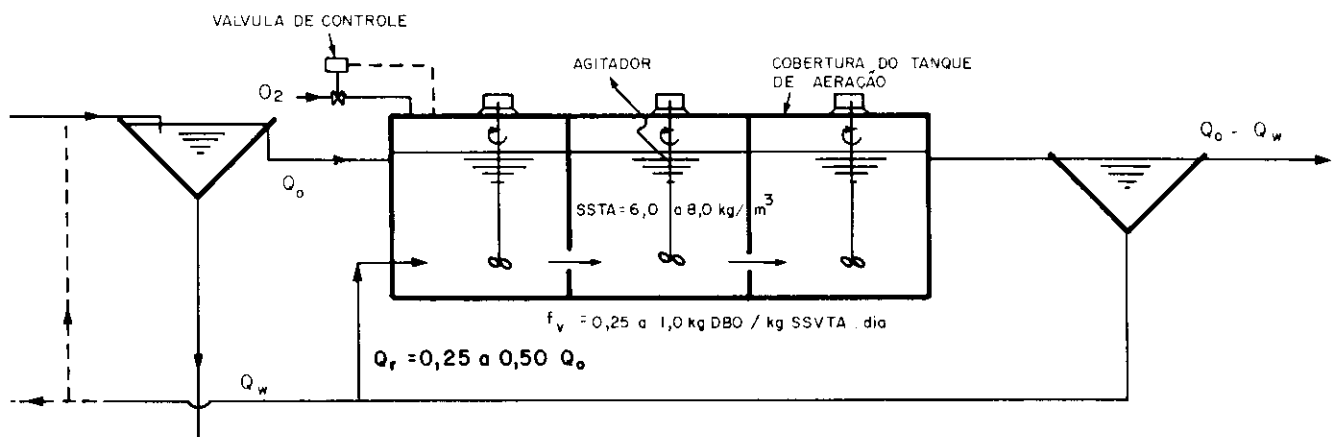


Fig. 3.32 - Representação esquemática do sistema de lodos ativados com oxigênio puro

#### 4. DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS, SUBSTRATO UTILIZADO, SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS UTILIZADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS

##### 4.1. DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS

Foram operados, em paralelo, três sistemas de lodos ativados, de fluxo contínuo, os quais serão denotados neste trabalho como MC, T-4 e T-8 e serão descritos no item 4.3. Os trabalhos podem ser divididos em 8 fases diferentes. Para cada fase manteve-se constante a idade do lodo, a carga de DQO diária da alimentação e para a situação de regime de cada fase tentou-se manter o fator de carga ao lodo volátil ( $f_v$ ) o mais constante possível. As idades do lodo nas 8 fases de operação, variaram na faixa de 1 a 15 dias.

A aeração foi obtida pela injeção de ar comprimido através de difusores do tipo usado em aquários, controlando-se a vazão de ar de modo a se manter o OD entre 2 e 3 mg/l, sendo a mistura dos tanques complementada por agitadores mecânicos girando à velocidade apenas suficiente para não permitir qualquer sedimentação nos tanques de aeração.

A alimentação foi feita com uma bomba dosadora de seis "cabeças", fabricada pela Degrémont (Modelo SQ-33), tendo sido utilizada uma "cabeça" para alimentar cada sistema, com a vazão acertada duas vezes por dia em função da DQO da alimentação, de modo a manter a carga de DQO diária de alimentação constante para cada fase.

A vazão de retorno de lodo, para os 3 sistemas, foi mantida sempre aproximadamente igual à vazão de alimentação, tendo sido utilizada para esse fim uma bomba peristáltica acoplada a um motor de corrente contínua com velocidade variável.

O controle da operação dos sistemas de lodos ativados foi sempre feito pela idade do lodo, controlando-se a vazão de descarte dos lodos ativados em excesso, diretamente do tanque de aeração e as quantidades retiradas desse tanque para determinações analíticas. As perdas de sólidos em suspensão no efluente final sempre foram desprezíveis em relação ao lodo em excesso para os sistemas operando normalmente, não sendo portanto computadas no cálculo da idade do lodo.

Para cada idade do lodo, os sistemas operaram por um período sempre su-

perior a duas vezes a respectiva idade do lodo, de modo a se ter o regime estável em cada fase.

##### 4.2. SUBSTRATO UTILIZADO

Todo o trabalho se desenvolveu com a utilização de esgotos sedimentados, coletados diariamente da ETE-Vila Leopoldina, que é predominantemente doméstico, e que é o que de momento mais se aproxima daqueles que serão tratados pelo processo de lodos ativados na futura ERQ de Barueri, do SANEGRA.

##### 4.3. DESCRIÇÃO DOS MODELOS DE LABORATÓRIO

###### Sistema MC

Uma representação esquemática desse sistema é apresentada na Figura 4.1, com as dimensões básicas das unidades do sistema. Uma caixa de acrílico foi utilizada como tanque de aeração, tendo sido mantido um volume útil de 40 litros durante todo o período de testes. As características hidráulicas do tanque de aeração, como mostram os resultados apresentados na Figura 5.1, indicam que esse reator é bastante próximo ao do tipo ideal de mistura completa.

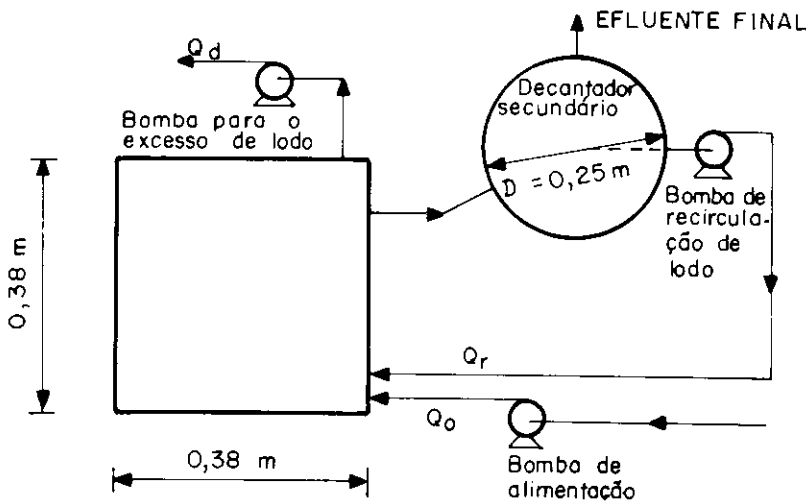


Figura 4.1 - Representação esquemática do sistema M.C

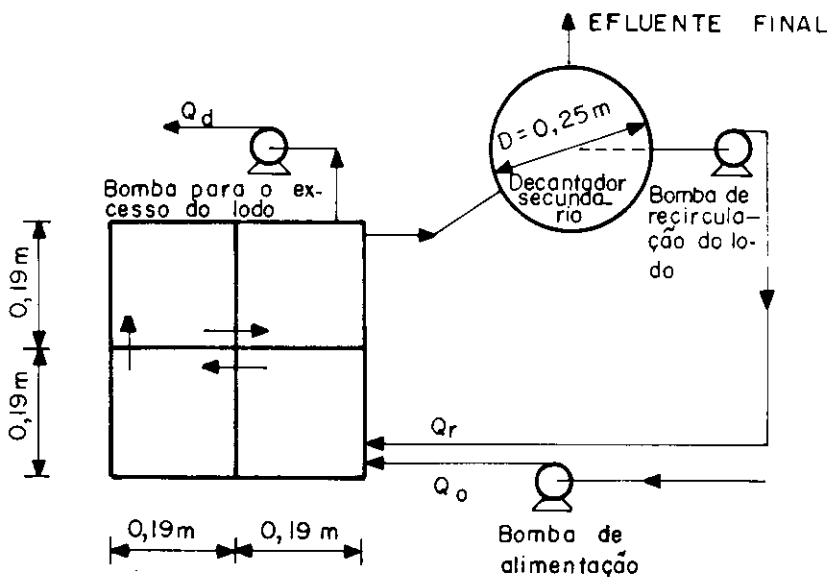


Figura 4.2 - Representação esquemática do sistema T.4

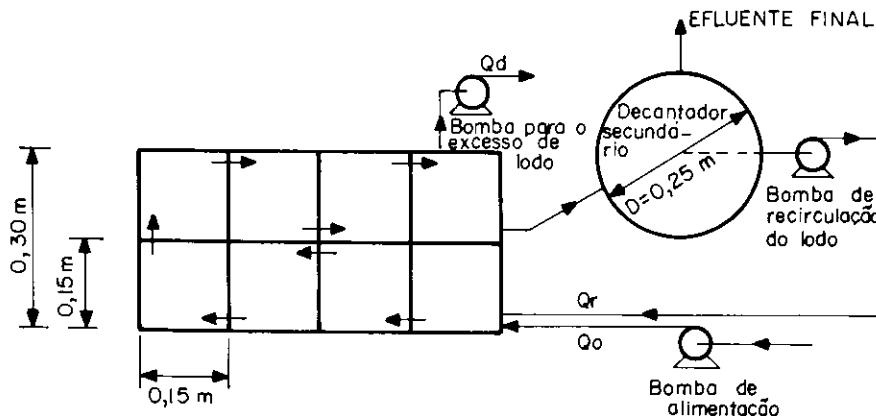


Figura 4.3 - Representação esquemática do sistema T.8

O decantador secundário, com volume útil de 44,5 l é mostrado na Figura 4.4 e era provido com equipamento para remoção de lodo das paredes do tanque.

#### Sistema T-4

Uma representação esquemática desse sistema é apresentada na Figura

4.2, com as dimensões básicas das unidades do sistema. Uma caixa de acrílico dividida em quatro compartimentos iguais foi utilizada como tanque de aeração, tendo sido o volume útil de 40 litros, durante todo o período de testes. As características hidráulicas do tanque de aeração, como mostram os resultados na Figura 5.1, indicam que

esse reator está em uma situação intermediária entre os reatores ideais de mistura completa e tubular. A interligação entre os quatro compartimentos em série foi feita através de um orifício com diâmetro de 20 mm, localizado a uma altura de 190 mm a partir do fundo do tanque. O decantador secundário utilizado foi idêntico ao do sistema MC, mostrado na Figura 4.4.

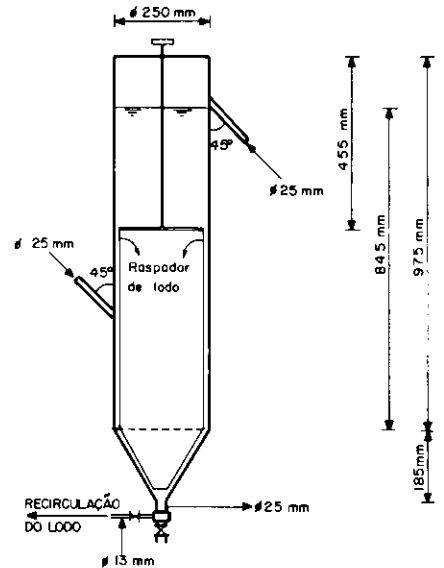


Figura 4.4 - Características dos decantadores secundários

#### Sistema T-8

Um esquema desse sistema, com as dimensões básicas de seus tanques, é apresentado na Figura 4.3. O tanque de aeração foi construído em acrílico, dividido em oito compartimentos em série, com volume total de 40 l sendo mantidos ao longo de todo o trabalho experimental. As características hidráulicas do tanque de aeração, conforme resultados apresentados na Figura 5.1, mostram uma situação intermediária entre os reatores ideais de mistura completa e tubular, porém um pouco mais longe do de mistura completa do que o observado para o sistema T-4. A interligação entre os oito compartimentos em série foi feita através de um orifício de 20 mm, localizado a uma altura de 190 mm a partir do fundo do tanque.

O decantador secundário utilizado foi idêntico aos dos outros dois sistemas mostrado na Figura 4.4.

#### 4.4. MÉTODOS UTILIZADOS NAS DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

Todas as determinações analíticas de parâmetros físico-químicos foram

realizadas de acordo com o "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" da AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - 14.<sup>a</sup> edição. Para as determinações relativas a materiais solúveis, foi usado o papel de filtro de fibra de vidro Whatman GF/C.

As contagens biológicas de filamentosos, protozoários e micrometazoários, foram feitas de acordo com as especificações do "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" - 14.<sup>a</sup> edição, utilizando-se a câmara de Sedwich-Rafter, com aumento de 200 vezes para os filamentosos e 125 vezes para os protozoários e micrometazoários.

#### 4.5. DETERMINAÇÕES DAS CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DO TANQUE DE AERAÇÃO

Com o objetivo de se determinar as características hidráulicas dos tanques de aeração, utilizou-se a técnica de

medição com traçadores radioativos, por apresentar resultados precisos e confiáveis. Utilizou-se como traçador o Bromo-82, sob forma de brometo de potássio (K Br).

### 5. RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÕES

#### 5.1. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DOS TANQUES DE AERAÇÃO

O comportamento hidráulico dos tanques de aeração pode ser visualizado na Figura 5.1, onde se tem o relacionamento entre as variáveis adimensionais  $C/C_0$  e  $t/\bar{t}$ , onde

$C$  = concentração do traçador no efluente a um tempo  $t$  após o início do teste.

$C_0$  = concentração correspondente à diluição uniforme do trocador no tanque de aeração.

$\bar{t}$  = tempo médio teórico de detenção hidráulico para a vazão de teste.

Também foram determinados os números de dispersão ( $\frac{D}{uL}$ ) dos tanques de aeração dos sistemas T-4 e T-8 que foram respectivamente 0,126 e 0,109.

Sabendo-se que:

- Número de dispersão ( $D/uL$ )  $\rightarrow \infty$  representa reator de mistura completa;

Número de dispersão ( $D/uL$ ) = 0 representa reator tubular;

tem-se pelos resultados e, também pela Figura 5.1, que o reator do sistema T-8 está mais distante de um reator de mistura completa do que o T-4. Ainda da Figura 5.1 nota-se que o tanque de aeração do sistema MC está muito próximo de um reator de mistura completa.

#### 5.2. RESULTADOS RELATIVOS A DBO E DQO

A tabela 5.1 e as Figuras 5.2 e 5.3, apresentam os resultados médios

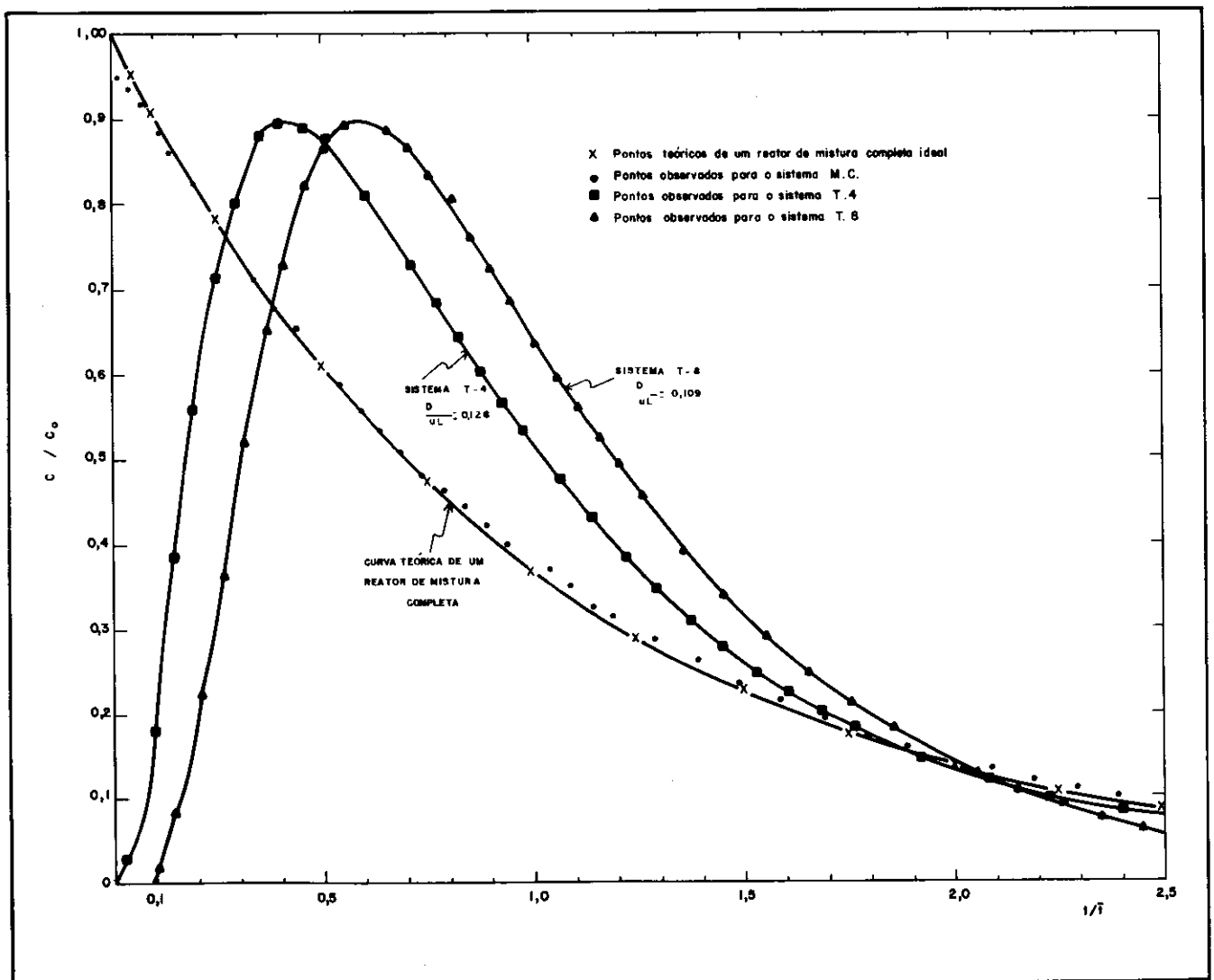


Fig. 5.1 - Características hidráulicas dos tanques de aeração dos sistemas M.C., T-4 e T-8



**TABELA 5.1.**  
**VALORES MÉDIOS DE DQO DO AFLUENTE, DQO E DBO SOLÚVEL DO EFLUENTE FINAL E EFICIÊNCIA EM RELAÇÃO À REMOÇÃO DE DQO PARA O "PERÍODO DE REGIME" – RELATIVO A CADA IDADE DO LODO**

	IDADE DO LODO $\theta_c$ (dias)	DQO MÉDIA AFLUENTE NO PERÍODO DE REGIME (mg/l)	DQO SOLÚVEL MÉDIA DO EFLUENTE FINAL NO PERÍODO DE REGIME (mg/l)	DBO SOLÚVEL MÉDIA DO EFLUENTE FINAL NO PERÍODO DE REGIME (mg/l)	EFICIÊNCIA MÉDIA DA REMOÇÃO DE DQO NO PERÍODO DE REGIME (%)
SISTEMA T-8	1,0	347 (288 a 440)	71 (55 a 84)	12 (10 a 14)	80
	2,0	368 (327 a 479)	80 (64 a 89)	12 (11 a 13)	80
	2,9	326 (276 a 407)	54 (46 a 58)	8 (7 a 9)	83
	3,8	314 (191 a 497)	51 (45 a 58)	6 (5 a 6)	84
	5,1	337 (265 a 614)	54 (41 a 67)	5 (4 a 5)	84
	6,9	328 (245 a 920)	53 (48 a 65)	4 (4 a 5)	82
	10,0	346 (200 a 935)	44 (36 a 55)	4 (- -)	87
	15,0	210 (140 a 472)	42 (28 a 51)	3 (2 a 4)	80
SISTEMA T-4	1,0*	354 (288 a 440)	61 (46 a 76)	13 (12 a 14)	83
	2,0*	388 (327 a 479)	68 (64 a 74)	11 (- -)	82
	2,9	326 (276 a 407)	54 (52 a 57)	8 (7 a 8)	83
	3,8	315 (191 a 497)	51 (49 a 54)	7 (6 a 7)	84
	5,1	316 (201 a 614)	54 (47 a 65)	4 (4 a 5)	83
	6,9	333 (245 a 920)	56 (44 a 72)	4 (3 a 5)	83
	10,0	344 (200 a 935)	47 (31 a 63)	4 (2 a 5)	86
	15,0	251 (140 a 518)	43 (30 a 51)	2 (1 a 4)	83
SISTEMA M.C.	1,0*	347 (288 a 440)	61 (55 a 106)	15 (13 a 17)	77
	2,0*	391 (327 a 479)	69 (60 a 78)	14 (- -)	82
	2,9*	331 (276 a 407)	47 (40 a 54)	8 (- -)	86
	3,8*	315 (191 a 497)	50 (36 a 56)	6 (5 a 6)	84
	5,1	322 (201 a 614)	51 (37 a 58)	5 (4 a 6)	84
	6,9	328 (245 a 920)	47 (34 a 56)	4 (3 a 5)	86
	10,0	350 (200 a 935)	43 (34 a 54)	4 (- -)	88
	15,0	251 (140 a 518)	38 (27 a 47)	2 (1 a 3)	85

OBS: VALORES EM PARÊNTESES – FAIXA DE VARIAÇÃO DO PARÂMETRO

\*  $\theta_c$  COM OPERAÇÃO INSTÁVEL

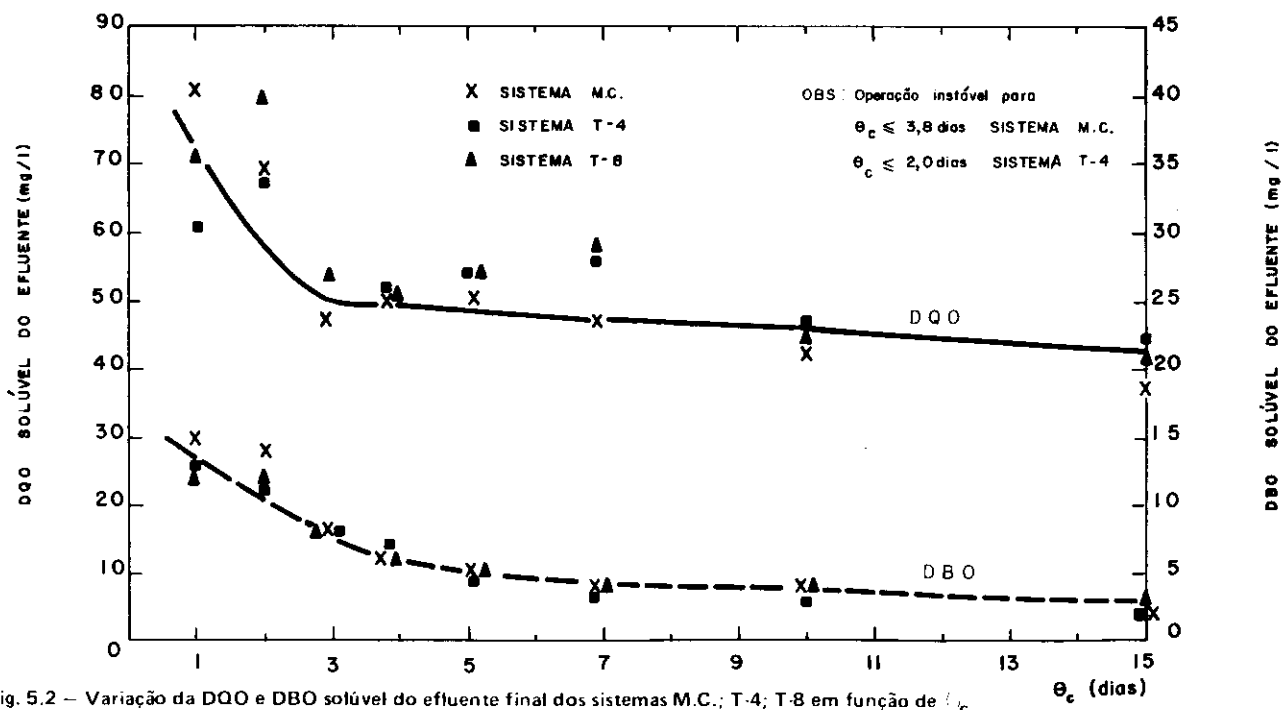


Fig. 5.2 – Variação da DQO e DBO solúvel do efluente final dos sistemas M.C.; T-4; T-8 em função de  $\theta_c$

de DBO e DQO solúvel do efluente e a eficiência média de remoção de DQO (baseada na DQO solúvel do efluente), respectivamente.

Foi observado que para uma mesma idade do lodo, grandes variações da DQO do afluente não afetaram a DQO ou DBO solúvel do efluente. Assim sendo, os resultados de eficiência de remoção de DQO devem ser analisados com cautela e podem fornecer informações não muito confiáveis. É mais conveniente a análise dos resultados pela concentração observada no efluente final, especialmente para  $\theta_c > 3$  dias.

Nota-se, ainda, que para  $\theta_c > 3$  dias as demandas de oxigênio do efluente filtrado permanecem praticamente constantes. Para  $\theta_c < 3$  dias, as demandas de oxigênio do efluente filtrado crescem com o decréscimo da idade do lodo. O desempenho dos três sistemas foi basicamente o mesmo, independentemente das características hidráulicas do tanque de aeração, o que indica ser a remoção global de substrato de ordem quase zero em relação à concentração de substrato, que está de acordo com o apresentado no item 3.9.

### 5.3. DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DE CRESCIMENTO BIOLÓGICO (Y e $K_d$ )

Para a determinação dos parâmetros

de crescimento biológico do processo de lodos ativados, foi montada a Tabela 5.2 que apresenta os valores médios de regime para cada idade do lodo, da carga orgânica afluente a cada sistema, da concentração de DQO solúvel do efluente final, da concentração de SSVTA e da taxa específica de remoção de substrato ( $\bar{q}$ ). A Figura 5.4 apresenta a correlação entre  $1/\theta_c$  e  $\bar{q}$ , obtidos da Tabela 5.2, desprezando-se os dados relativos ao sistema MC com idade de lodo igual e menor que 3,8 dias e para o sistema T-4 foram desprezados os dados relativos a 1 e 2 dias de idade do lodo. Os fatos que motivaram a eliminação dos dados referidos são:

- a deterioração das características de sedimentabilidade dos lodos ativados, devido ao excessivo número de microorganismos filamentosos ocasionava por vezes grandes perdas de lodos no efluente final, com conseqüente modificação da idade do lodo real de operação do sistema;
- as más características de sedimentabilidade dos lodos ativados causava uma retenção grande de lodos no decantador secundário, o que dava uma falsa idéia da quantidade de sólidos em suspensão voláteis no sistema, quando apenas aqueles presentes no tanque de aeração eram considerados nos cálculos de  $\bar{q}$ ;
- o acúmulo de lodos nos decantadores secundários, devido às suas

más condições de sedimentabilidade, causava uma diminuição na concentração de lodo nos tanques de aeração, causando um descarte de uma quantidade de lodo do sistema menor do que a que realmente deveria ser removida, especialmente durante o período das 18 horas às 7 horas do dia seguinte. Uma limpeza dos decantadores, no período da manhã, fazia com que o lodo retido no decantador retornasse quase que totalmente ao tanque de aeração, dando valores mais altos de SSVTA no momento da coleta de amostras, com conseqüente alteração das condições normais de operação.

Portanto, para evitar que condições que fugiam ao controle da operação dos sistemas tivessem qualquer influência nos parâmetros de crescimento biológico dos lodos ativados, os valores relativos aos períodos de grandes problemas operacionais devidos às péssimas características de sedimentabilidade dos lodos ativados não foram computados para o cálculo de Y e  $K_d$ .

Para os cálculos de Y e  $K_d$ , foram então utilizados os pares de valores  $1/\theta_c$  e  $\bar{q}$  lançados na Figura 5.4, considerando conjuntamente os dados para os três sistemas estudados (MC, T-4 e T-8). Isto é plenamente justificável, por serem os valores de  $\bar{q}$ , os médios para cada sistema

TABELA 5.2.

VALORES MÉDIOS OBSERVADOS DURANTE O PERÍODO DE REGIME, PARA A VAZÃO (Q), CARGA ORGÂNICA DIÁRIA APLICADA AO SISTEMA ( $Q S_0$ ), CONCENTRAÇÃO DE DQO DO EFLUENTE FILTRADO ( $S_e$ ); CONCENTRAÇÃO DOS SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS NO TANQUE DE AERAÇÃO ( $X_v$ ) E TAXA ESPECÍFICA DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO ( $\bar{q}$ ).

$\theta_c$ dias	$1/\theta_c$ dias <sup>-1</sup>	SISTEMA MC						SISTEMA T-4					SISTEMA T-8				
		$\bar{Q}$ l/dia	$\bar{Q} S_0$ g DQO/dia	$S_e$ mg/l	$X_v$ mg/l	$\bar{q}$ kg DQO/remov/ kg SSVTA.dia	$\bar{Q}$ l/dia	$\bar{Q} S_0$ g DQO/dia	$S_e$ mg/l	$X_v$ mg/l	$\bar{q}$ kg DQO/remov/ kg SSVTA.dia	$\bar{Q}$ l/dia	$\bar{Q} S_0$ g DQO/dia	$S_e$ mg/l	$X_v$ mg/l	$\bar{q}$ kg DQO/remov/ kg SSVTA.dia	
1,0	1,00	414,9	144	81	1000	2,76*	406,8	144	61	1795	1,66*	414,9	144	71	1071	2,67	
2,0	0,50	368,4	144	69	1462	2,03*	370,8	144	68	1857	1,60*	358,4	144	80	2022	1,43	
2,9	0,34	320,3	106	47	1025	2,22*	325,2	106	54	2153	1,03	325,2	106	54	1651	1,34	
3,8	0,26	257,2	81	50	1093	1,56*	257,2	81	51	1825	0,93	258,1	81	51	1882	0,90	
5,1	0,20	195,6	63	51	1394	0,95	199,2	63	54	1503	0,87	186,8	63	54	1581	0,84	
6,9	0,15	140,4	46	47	1765	0,56	138,1	46	56	1444	0,66	140,4	46	58	1637	0,58	
10,0	0,10	91,4	32	43	1306	0,54	92,9	32	47	1547	0,45	92,5	32	44	1596	0,44	
15,0	0,067	83,6	21	38	1578	0,28	83,6	21	43	1685	0,26	100,1	21	42	1778	0,24	

$$\bar{q} = \frac{\bar{Q} (S_0 - S_e)}{X_v V} = \text{Valor médio da Taxa Específica de Remoção de Substrato no Período de Regime}$$

V = Volume do Tanque de Aeração

\* - Valores Desprezados para a Determinação de Y e  $K_d$  devido a Problemas Operacionais - Ver Texto

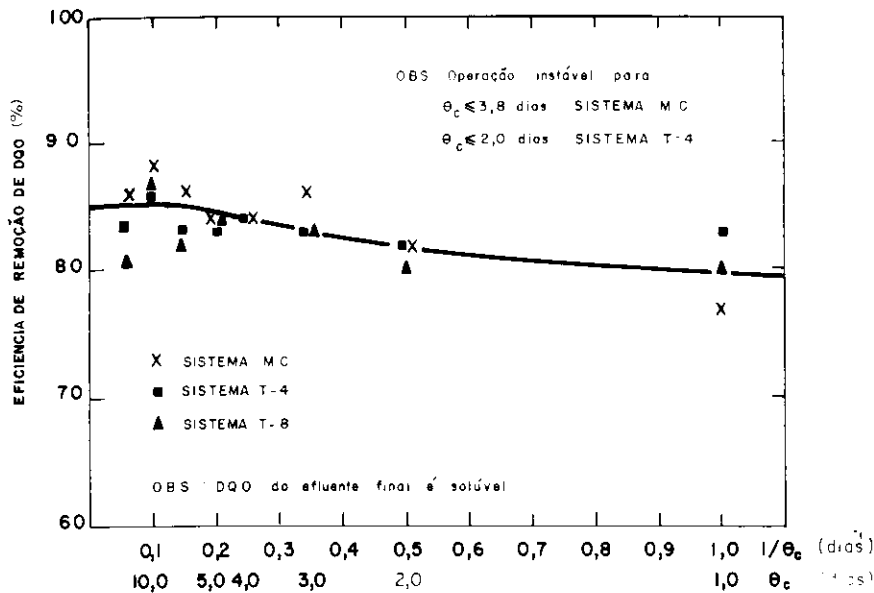


Fig. 5.3 - Eficiência da remoção de DQO em função da idade do lodo ( $\theta_c$ )

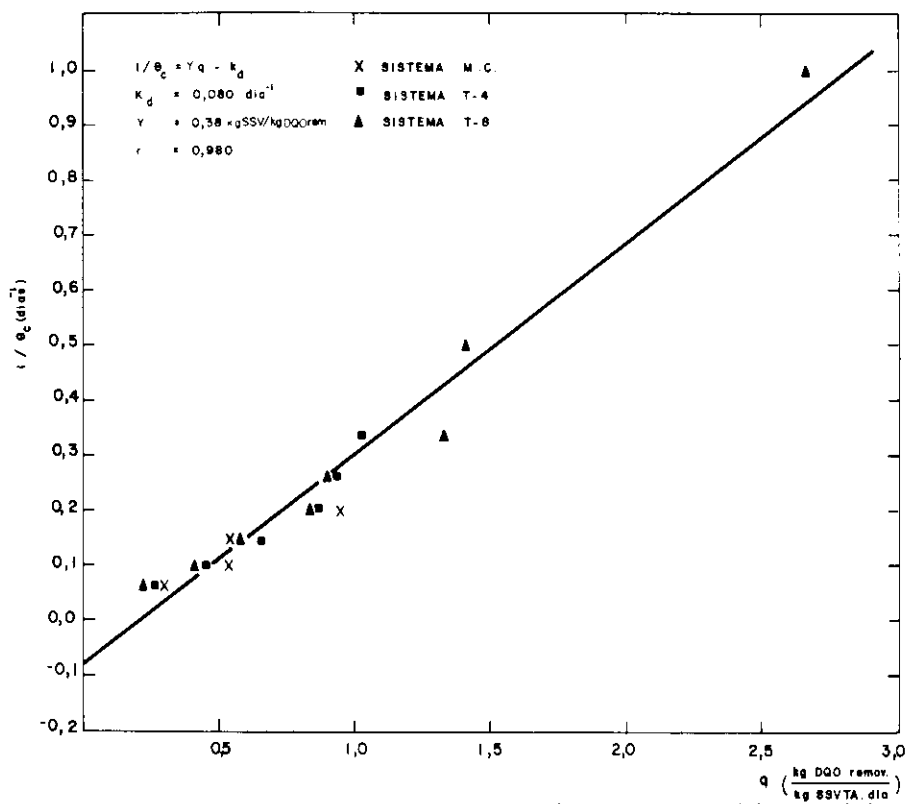


Fig. 5.4 - Relação entre a taxa específica de remoção de substrato, média do período de regime ( $q$ ) e idade do lodo ( $\theta_c$ ) para a determinação dos parâmetros de crescimento biológico ( $Y$  e  $K_d$ )

e especialmente por ter sido observado pelos resultados de concentrações finais de DBO e DQO ou ainda da eficiência de remoção de DQO, que foram praticamente os mesmos para os três sistemas. A linha obtida pela regressão linear, usando os valores de  $\bar{q}$  e  $1/\theta_c$ , apresentou a equação:

$$\frac{1}{\theta_c} = 0,38 \bar{q} - 0,08$$

ou seja

$$Y = 0,38 \text{ kg SSVTA/kg DQO removida}$$

$$K_d = 0,08 \text{ dia}^{-1}$$

$$\text{da equação } \frac{1}{\theta_c} = Y\bar{q} - K_d$$

O coeficiente de correlação da reta foi  $r = 0,98$ .

#### 5.4. RELACIONAMENTO ENTRE FATOR DE CARGA AO LODO (F), FATOR DE CARGA AO LODO VOLÁTIL ( $f_v$ ) E IDADE DO LODO ( $\theta_c$ )

A Figura 5.5 apresenta os resultados obtidos da operação dos sistemas

MC, T-4 e T-8, relativos ao relacionamento entre  $f$ ,  $f_v$  e  $\theta_c$ . Não foram considerados nesses relacionamentos os valores relativos às idades de lodo igual e inferior a 3,8 dias e 2,0 dias, respectivamente para os sistemas MC e T-4, devido a problemas operacionais, conforme já apresentado.

#### 5.5. RESULTADOS RELATIVOS À SÉRIE NITROGENADA

A Tabela nº 5.3 apresenta os valores médios de nitrogênio Kjeldahl total da alimentação, e também os valores de nitrogênio nas formas amoniacal, de nitrito e de nitrato para diferentes valores da idade do lodo para os três sistemas de laboratório.

Observou-se que a nitrificação ocorreu durante todo o decorrer dos trabalhos de laboratório, porém a níveis baixos para as idades de lodo inferiores a 3,8 dias, especialmente para o sistema M.C. Para estas idades de lodo, os dados obtidos, embora sejam poucos, indicaram melhores níveis de nitrificação no sistema T-8 do que no T-4. O sistema T-4 apresentou eficiência de nitrificação melhor que a observada no sistema M.C.

Como os dados de nitrificação foram muito poucos e também como a operação do sistema M.C. para  $\theta_c \leq 3,8$  dias e do sistema T-4 para  $\theta_c \leq 2,0$  dias apresentaram-se instáveis, qualquer tentativa de se tirar conclusões sobre a ordem das reações de nitrificação em relação à concentração de substrato (no caso o N-amoniacal), baseados nos resultados observados poderia conduzir a resultados sem qualquer confiabilidade. Infelizmente, também não foram encontrados na literatura dados de observações de laboratório ou de campo que indiquem que essas reações de nitrificação sejam de ordem próxima ou mesmo superior à unidade, em relação à concentração de substrato, o que ocasionaria melhor eficiência quanto maior fosse o número de reatores em série, para uma dada idade do lodo. Uma pesquisa sobre esse assunto em particular, parece interessante para novos trabalhos sobre lodos ativados a serem desenvolvidos.

Para valores de  $\theta_c > 5$  dias, o nível de nitrificação sempre foi muito bom para os três sistemas de lodos ativados estudados. Os resultados obtidos confirmaram o fato já discutido anteriormente de que maiores valores de  $\theta_c$  apresentam melhores níveis de nitrificação. O fato de se ter obtido melhor nitrificação para  $\theta_c = 2,9$  dias do que por  $\theta_c = 3,8$  dias talvez seja devido à diferença de temperatu-

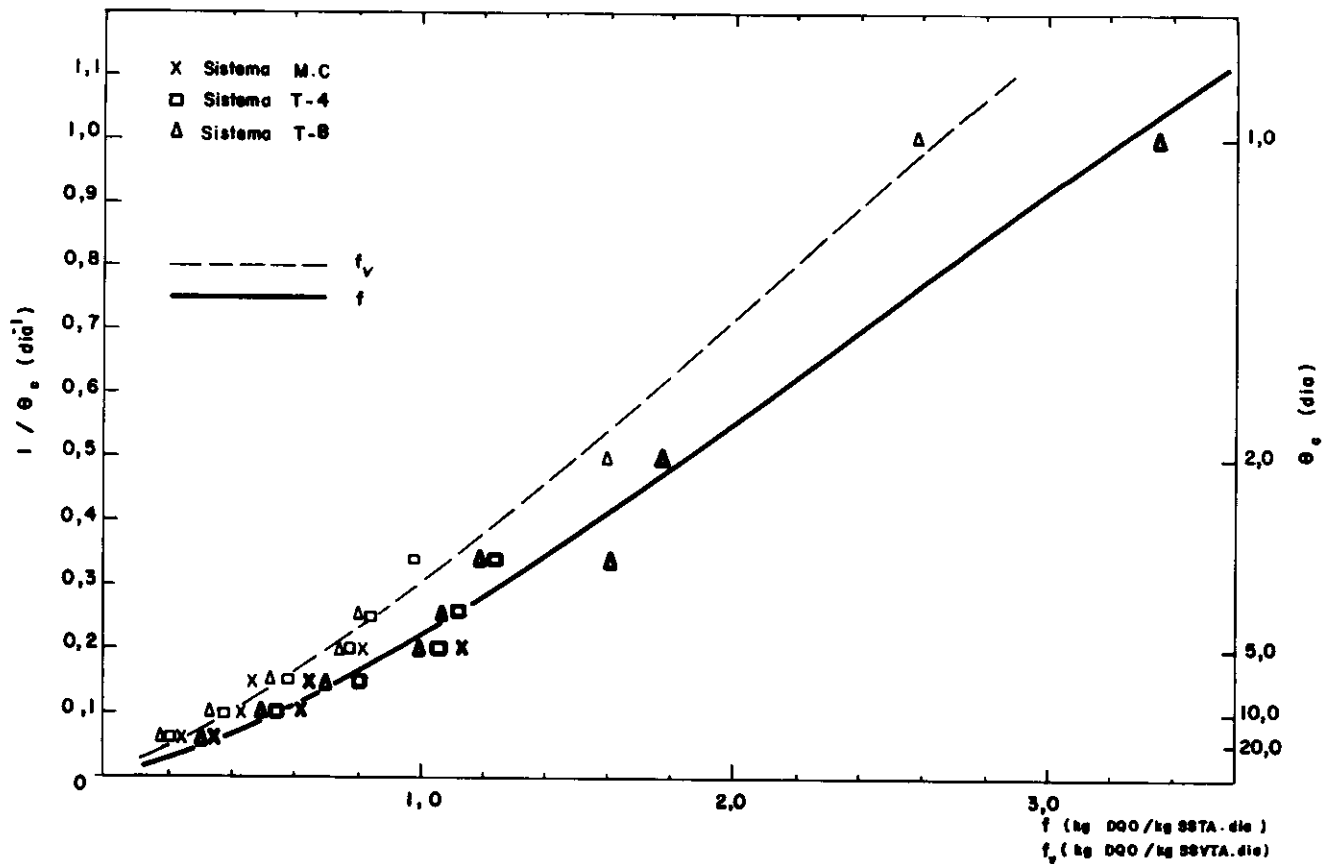


Fig. 5.5. — Relacionamento entre fator de carga ao lodo ( $f$ ) fator de carga ao lodo volátil ( $f_v$ ) e idade do lodo ( $\theta_c$ ) observado para os sistemas M.C., T-4 e T-8

TABELA 5.3 — RESULTADOS RELATIVOS A NITRIFICAÇÃO NOS SISTEMAS MC, T-4 e T-8 SISTEMA

SISTEMA	$\theta_c$ dias	N KJEDHAL TOTAL DA ALIMENTAÇÃO mg/l	EFLUENTE FINAL			TEMPERATURA °C
			N-AMONIALCAL mg/l	N-NITRITO mg/l	N-NITRATO mg/l	
MC	1,0*	34,4	19,8	0,48	1,6	20,5
	2,0*	43,0 (40,8 e 45,1)	14,2 (12,8 e 15,5)	0,44 ( --- )	3,4 (3,2 e 3,6)	25 e 26,5
	2,9*	31,3	9,4	0,36	2,6	26,0
	3,8*	39,0 (30,3 e 47,6)	15,2 (20,8 e 9,5)	0,62 (0,42 e 0,82)	2,1 (1,3 e 2,9)	18 e 24
	5,1	28,6 (28,5 e 28,6)	1,3 ( 2,2 e 0,3)	0,23 (0,12 e 0,34)	9,5 (9,8 e 9,2)	19 e 20
	6,9	39,6 (32,5 e 46,7)	1,5 ( 1,4 e 1,6)	0,63 (0,45 e 0,80)	24,1 (20,4 e 27,8)	20 e 23
	10,0	33,2 (24,1 a 40,3)	0,5 (<0,02 a 1,3)	0,99 (0,28 a 2,31)	23,1 (18,0 a 25,9)	22 a 23
T-4	1,0*	34,4	13,8	0,30	3,8	20,5
	2,0*	43,0 (40,8 e 45,1)	9,9 (9,5 e 10,3)	0,55 (0,44 e 0,66)	3,2 ( 2,6 e 3,8)	25 e 26,5
	2,9	31,3	8,7	0,55	5,0	26
	3,8	39,0 (30,3 e 47,6)	15,5 (5,7 e 25,2)	1,22 (0,72 e 1,72)	4,0 (3,2 e 4,8)	17,5 e 24
	5,1	28,6 (28,5 e 28,6)	1,1 (1,1 e 1,2)	0,25 (0,20 e 0,29)	9,2 (8,3 e 10,2)	19 e 20
	6,9	39,6 (32,5 e 16,7)	1,3 (1,1 e 1,5)	1,09 (0,80 e 1,37)	24,7 (21,3 e 28,1)	20 e 23
	10,0	33,2 (24,1 a 40,3)	1,0 (0,3 a 1,5)	1,04 (0,42 a 2,03)	24,4 (18,6 a 27,4)	22 a 23
T-8	1,0	34,4	11,8	0,64	3,2	20,5
	2,0	43,0 (40,8 e 45,1)	12,0 (11,8 e 12,2)	0,74 (0,62 e 0,86)	6,6 (6,7 e 6,4)	24,5 e 26
	2,9	31,3	3,13	0,78	10,4	25,5
	3,8	39,0 (30,3 e 47,6)	10,6 ( 4,5 e 16,8)	1,35 (0,72 e 1,98)	8,3 (6,7 e 9,9)	17 e 23
	5,1	28,6 (28,5 e 28,6)	1,3 ( 0,3 e 2,2)	0,36 (0,28 e 0,44)	10,7 (10,3 e 11,0)	19 e 19,5
	6,9	39,6 (32,5 e 46,7)	1,1 ( 1,0 e 1,3)	1,03 (0,53 e 1,53)	28,4 (25,7 e 31,0)	20 e 22
	10,0	33,2 (24,1 a 40,3)	1,1 ( 0,4 a 1,7)	0,91 (0,78 a 1,05)	25,4 (17,7 a 33,8)	22 a 23

\*  $\theta_c$  com operação instável

ra durante essas duas fases de trabalho. Temperatura mais elevada para para  $\theta_c = 3,8$  dias ( $t = 17^\circ\text{C}$  a  $23^\circ\text{C}$ ).  
Com esses valores de  $\theta_c$  observou-se  $\theta_c = 2,9$  dias ( $t = 25,5^\circ\text{C}$ ) do que

5.6. A INFLUÊNCIA DA IDADE DO LODO E DAS CARACTERÍSTICAS HIDRAÚLICAS DOS TANQUES DE AERAÇÃO NAS TAXAS DE UTILIZAÇÃO DE OXIGÊNIO E ATIVIDADE DOS MICROORGANISMOS

Os resultados obtidos relativos à utilização de oxigênio são apresentados na tabela 5.4.

Embora apenas uma medida da taxa de utilização de oxigênio tenha sido feita para cada idade do lodo em que os sistemas M.C., T-4 e T-8 foram operados, os dados obtidos são suficientes para se observar que, como tendência geral, a velocidade de utilização do oxigênio (medida em kg O<sub>2</sub>/kg SSVTA x hora) decresce com o aumento de  $\theta_c$ , tendendo a um patamar para valores altos de  $\theta_c$ . Esta tendência está em acordo com toda a literatura sobre o assunto.

Em relação à influência da compartimentalização dos tanques de aeração na taxa de utilização de oxigênio, os dados obtidos também eram esperados e apresentam a mesma tendência observada por outros pesquisadores (26, 30). Quanto maior o número de compartimentos, maior a diferença entre as taxas de utilização de oxigênio nos reatores iniciais e finais (Tabela 5.4). Para valores de  $\theta_c \leq 3$  dias, embora se verifique uma razoável diferença entre as taxas de utilização do oxigênio entre o primeiro e o último compartimento, nota-se que

esta taxa ainda é grande mesmo no final do reator, embora já seja menor no final do tanque de 8 compartimentos do que no de 4 compartimentos, para idades de lodo de 2,0 e 2,9 dias.

Para  $\theta_c = 3,8$  dias, já se nota, ao final dos reatores (último compartimento do T-4 e dois últimos compartimentos do T-8) uma sensível redução na atividade dos microorganismos, que pode ser medida por sua taxa de utilização de oxigênio. Com o aumento de  $\theta_c$ , as partes finais dos reatores foram apresentando taxas de utilização de oxigênio decrescente até atingir um patamar, característico de uma atividade predominantemente de respiração endógena dos microorganismos. Ainda com o aumento de  $\theta_c$ , observou-se que a porção do reator que apresentava baixa taxa de utilização de oxigênio também crescia, e para os valores mais altos de  $\theta_c$  estudados (10 e 15 dias) notou-se que a atividade dos microorganismos, medida pela taxa de utilização de oxigênio, começava a diminuir mesmo no primeiro compartimento dos reatores T-4 e T-8, embora a taxa de utilização de oxigênio ainda representasse uma atividade exógena bem sensível dos microorganismos (utilização do substrato contido no afluente aos sistemas).

Lembrando o fato observado e já referido anteriormente para os sistemas T-4 e T-8, em que praticamente todo o substrato removido dos líquidos afluentes se dava no início dos

reatores, mesmo para idades de lodo baixas, quando a atividade dos microorganismos se apresentava relativamente alta ainda ao final dos reatores, torna-se aparente que o substrato que era rapidamente removido do líquido, era absorvido pelos microorganismos e transformado em reserva ou produtos intermediários, os quais eram utilizados para energia e crescimento nos compartimentos posteriores.

Para  $\theta_c$  baixos ( $\theta_c < 3$  dias) a concentração de substrato (DQO), para cada  $\theta_c$ , também se apresentava praticamente constante ao longo dos compartimentos, porém esta concentração crescia com o decréscimo de  $\theta_c$ . Este fato indica que a matéria orgânica inicialmente removida, com  $\theta_c$  baixos, não conseguia ser totalmente utilizada ao longo do reator. A remoção de substrato, existente em quantidades muito pequenas, ao longo do reator, após a remoção rápida inicial, ocorre com velocidade muito baixa, a ponto de não serem claramente detectadas pelas determinações de DQO solúvel ao longo dos reatores T-4 e T-8. Esses pontos encontram apoio no comportamento da taxa de utilização de oxigênio ao longo dos compartimentos dos tanques de aeração.

Com  $\theta_c$  mais altos, os resultados indicam que o substrato inicialmente removido era utilizado ao longo do tanque de aeração, e havia tempo de se ter os volumes de jusante do reator

TABELA 5.4.  
VALORES DA TAXA DE UTILIZAÇÃO DE OXIGÊNIO, MEDIDAS PARA DIFERENTES VALORES DA IDADE DO LODO ( $\theta_c$ ), PARA OS SISTEMAS M.C., T-4 E T-8

$\theta_c$ dias	SISTEMA M.C.	TAXA DE UTILIZAÇÃO DE OXIGÊNIO (kg O <sub>2</sub> /kg SSVTA x dia)											
		SISTEMA T-4				SISTEMA T-8							
		Nº DO COMPARTIMENTO				Nº DO COMPARTIMENTO							
		1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	7	8
1,0	0,70	0,68	0,65	0,56	0,57	0,70	0,60	0,56	0,80	0,60	0,56	0,56	0,52
2,0	1,20	0,65	0,61	0,61	0,59	0,63	0,70	0,68	0,77	0,70	0,61	0,45	0,41
2,9	0,68	0,68	0,67	0,65	0,54	0,97	0,90	0,72	0,66	0,72	0,59	0,48	0,42
3,8	0,59	0,55	0,48	0,49	0,39	0,65	0,60	0,65	0,59	0,47	0,43	0,33	0,29
5,1	0,47	0,69	0,49	0,32	0,20	0,81	0,70	0,70	0,39	0,28	0,27	0,26	0,22
6,9	0,34	0,49	0,40	0,19	0,16	0,55	0,43	0,43	0,34	0,17	0,17	0,17	0,17
10,0	0,26	0,48	0,19	0,17	0,17	0,51	0,43	0,16	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
15,0	0,26	0,48	0,17	0,15	0,15	0,49	0,41	0,19	0,18	0,16	0,16	0,16	0,16

OBS: A OPERAÇÃO FOI INSTÁVEL PARA:

$\theta_c < 3,8$  DIAS - SISTEMA M.C.

$\theta_c \leq 2,0$  DIAS - SISTEMA T-4

com atividade predominantemente de auto-oxidação dos microorganismos (respiração endógena) causada pela falta de alimento. Esses volumes onde predominavam as reações de respiração endógena aumentavam com o aumento de  $\Theta_c$ , conforme pode ser observada pelas taxas de utilização do oxigênio apresentadas na tabela 5.4.

Da discussão feita neste item parece bem caracterizado para os sistemas T-4 e T-8 as fases de remoção e utilização inicial do substrato, com alta atividade dos microorganismos, seguida de uma fase de utilização e praticamente sem remoção de substrato do líquido. Para idades de lodo mais altas notou-se uma fase com predominância da respiração endógena, que é tanto mais longa quanto maior a idade do lodo.

#### 5.7. OBSERVAÇÕES RELATIVAS À POPULAÇÃO BIOLÓGICA E FLOCOS, DOS LODOS ATIVADOS, DURANTE A OPERAÇÃO DOS SISTEMAS MC, T-4 e T-8

Em relação à população biológica e flocos dos lodos ativados, foram contados protozoários e micrometazoários existentes nos sistemas MC, T-4 e T-8; foram observados, mais do ponto de vista de predominância nos flocos, os microorganismos filamentosos.

Sempre se observou a presença do rizópode *Arcella* e do ciliado livre *Aspidisca costata*, sendo que em idades de lodo baixas, a presença desses microorganismos era em número muito pequeno, enquanto que para valores altos de  $\Theta_c$  a presença desses organismos era bem mais numerosa, indicando portanto maior nitrificação para valores mais altos de  $\Theta_c$ .

Com relação à presença de microorganismos filamentosos foram feitas as seguintes observações qualitativas:

- **Sistema-MC** – Na primeira fase de operação, com  $\Theta_c = 5,1$  dias, notou-se um significativo aumento dos filamentosos. Com  $\Theta_c = 3,8$  dias, observou-se um aumento bastante rápido do nível de filamentosos, que dominaram o volume em torno do núcleo dos flocos. Para os valores de  $\Theta_c = 2,9, 2,0$  e  $1,0$  dias, os microorganismos filamentosos, emanando de dentro dos flocos, sempre foram longos e em quantidades elevadíssimas. Os microorganismos filamentosos observados lembraram sempre o tipo

**Sphaerotilus**. Quando o sistema passou a operar com  $\Theta_c = 10$  dias, os filamentosos foram gradativamente desaparecendo até atingir níveis bastante baixos, semelhantes àqueles observados para  $\Theta_c = 6,9$  dias e que foram também mantidos com  $\Theta_c = 15$  dias.

- **Sistema T-4** – Nas duas primeiras fases de operação do sistema, ou seja, com  $\Theta_c = 6,9$  e  $5,1$  dias, a presença de organismos filamentosos era bem pequena. Com  $\Theta_c = 3,8$  dias houve um aumento bastante significativo dos filamentosos, que atingiam níveis próximos aos obser-

TABELA 5.5.  
VALORES DE ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO E VELOCIDADE DA ZONA DE SEDIMENTAÇÃO (VZ) PARA DIFERENTES IDADES DO LODO, DOS SISTEMAS MC, T-4 E T-8

IDADE DO LODO ( $\Theta_c$ ) DIAS	SISTEMA MC			SISTEMA T-4			SISTEMA T-8		
	SS mg/l	IVL ml/g	VZ S m/h	SS mg/l	IVL ml/g	VZ S m/h	SS mg/l	IVL ml/g	VZ S m/h
6,9	2088	57	-	2290	52	-	2314	52	-
6,9	2492	68	-	2120	57	-	2892	61	-
6,9	2476	89	3,39	1808	66	5,02	1928	60	4,37
6,9	2684	75	-	1952	72	-	2440	61	-
6,9	2602	96	2,73	1944	59	4,37	2072	61	5,46
6,9	2324	103	-	2072	48	-	2264	64	-
5,1	2688	134	1,31	1860	54	4,70	2416	54	4,70
5,1	2388	117	1,97	1872	61	5,46	1912	60	5,35
5,1	2236	145	1,31	1880	61	5,13	2092	55	4,70
5,1	2380	181	1,09	1716	64	4,80	1864	59	4,37
5,1	1756	176	2,18	1928	73	4,15	2076	35	4,37
5,1	1824	148	2,77	2180	64	3,82	1684	101	3,82
5,1	1792	441	0,22	2012	94	3,49	2656	71	3,29
3,8	1680	577	0,02	2360	208	1,15	2584	101	2,62
3,8	1118	840	0,04	1816	173	2,73	2328	90	2,73
3,8	1560	622	0,04	2564	250	0,26	2320	93	2,60
3,8	1828	531	0,04	2632	148	1,20	2316	82	3,39
2,9	1576	609	0,04	1496	200	1,99	3092	94	1,75
2,9	1080	861	0,09	2684	313	0,15	2020	79	4,91
2,9	1392	690	0,07	2544	291	0,31	1740	75	4,37
2,9	1056	729	0,39	2704	285	0,31	1888	72	3,82
2,9	1968	493	0,02	2220	261	0,46	2004	65	4,20
2,0	-	-	-	2176	398	0,13	1984	73	5,57
2,0	1948	472	0,09	2168	406	0,11	2460	91	2,89
2,0	2704	357	0,09	2316	389	0,11	2048	127	2,62
2,0	-	-	0,07	-	-	0,13	-	-	2,95
2,0	1956	488	0,07	2136	389	0,17	2636	80	3,06
2,0	1036	415	0,85	1436	299	0,78	1684	89	4,37
1,0	1556	588	0,07	2276	365	0,22	1464	96	4,48
1,0	1456	639	0,09	2132	394	0,31	1648	109	3,00
1,0	1124	859	0,02	1956	447	0,11	1272	118	3,00
1,0	1232	698	0,13	2452	330	0,20	1352	111	3,82
10,0	1440	500	0,44	800	140	4,37	856	93	5,46
10,0	1512	410	0,33	2596	273	0,22	2108	109	2,73
10,0	1892	359	0,33	2536	298	0,22	2728	92	2,73
10,0	1476	105	4,37	2840	153	1,09	2752	85	3,28
10,0	1564	83	5,02	3032	198	0,33	2400	77	3,06
10,0	1712	93	3,39	2344	111	2,40	2448	82	3,39
10,0	1784	84	4,91	2284	96	3,49	2228	72	4,48
10,0	1700	94	3,28	2056	107	2,73	2008	80	3,82
10,0	880	119	5,24	1104	118	4,48	1400	96	4,37
10,0	1600	106	3,71	1924	104	3,17	2224	99	3,06
10,0	-	-	4,15	-	-	4,15	-	-	3,06
10,0	1720	87	4,04	1960	77	4,37	2408	75	3,49
10,0	1796	100	3,49	1636	104	3,71	2172	74	3,60
10,0	2008	67	5,46	2556	76	3,17	2320	73	3,49
10,0	1896	90	4,37	2188	82	3,82	1836	71	4,91
10,0	2592	66	3,82	2544	71	3,28	2720	77	3,39
15,0	1732	69	4,37	1440	69	4,37	1504	66	4,37
15,0	1816	72	4,91	2340	85	3,28	1964	69	4,37
15,0	1856	57	5,57	2400	71	3,49	2108	57	6,01
15,0	2544	47	4,91	2856	73	2,84	2532	53	4,37
15,0	2320	52	4,80	2520	67	4,80	2260	58	4,37
15,0	2384	48	4,37	2716	59	3,49	2232	58	4,15
15,0	2128	54	5,46	1820	63	5,46	2064	58	4,37
15,0	2444	45	5,46	2796	39	5,46	2524	46	4,37
15,0	2180	53	5,46	2148	54	4,91	2612	44	4,37
15,0	1220	45	9,50	800	56	9,94	2448	43	7,10

Obs: OPERAÇÃO FOI INSTÁVEL PARA:  $\Theta_c < 3,8$  DIAS - SISTEMA M.C.  $\Theta_c < 2,0$  DIAS - SISTEMA T-4

TABELA 5.6.  
VALORES MÉDIOS DO ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO (IVL) E DA VELOCIDADE DE ZONA DE SEDIMENTAÇÃO (VZS) PARA O "PERÍODO DE REGIME" RELATIVO A CADA IDADE DO LODO

	IDADE DO LODO $\theta_c$ (dias)	$\frac{1}{\theta_c}$ (dia <sup>-1</sup> )	VALOR MÉDIO DO IVL PARA O "PERÍODO DE REGIME" (ml/g)	VALOR MÉDIO DE ZSV PARA O "PERÍODO DE REGIME" (m/h)
SISTEMA MC	1,0 *	1,00	732 (639 a 859)	0,08 (0,02 a 0,13)
	2,0 *	0,50	451 (415 a 488)	0,33 (0,07 a 0,85)
	2,9 *	0,34	637 (493 a 729)	0,16 (0,02 a 0,39)
	3,8 *	0,26	664 (531 a 840)	0,04
	5,1	0,20	255 (176 a 441)	1,72 (0,22 a 2,77)
	6,9	0,15	86 ( 68 a 103)	3,06 (2,73 a 3,39)
	10,0	0,10	90 ( 67 a 106)	4,17 (3,49 a 5,46)
	15,0	0,067	49 ( 45 a 54)	6,47 (5,46 a 9,50)
SISTEMA T-4	1,0*	1,00	390 (330 a 447)	0,21 ( 0,11 a 0,31)
	2,0*	0,50	359 (299 a 389)	0,30 ( 0,11 a 0,78)
	2,9	0,34	288 (261 a 313)	0,31 ( 0,15 a 0,46)
	3,8	0,26	190 (148 a 250)	1,40 ( 0,26 a 2,73)
	5,1	0,20	77 ( 64 a 94)	3,82 ( 3,49 a 4,15)
	6,9	0,15	59 ( 48 a 72)	4,70 ( 4,37 a 5,02)
	10,0	0,10	94 ( 71 a 118)	3,52 ( 2,40 a 4,48)
	15,0	0,067	53 ( 39 a 63)	6,50 ( 4,91 a 9,94)
SISTEMA T-8	1,0	1,00	113 ( 109 a 118)	3,27 (3,00 a 3,82)
	2,0	0,50	99 ( 80 a 127)	2,88 (2,62 a 3,06)
	2,9	0,34	73 ( 65 a 79)	4,33 (3,82 a 4,37)
	3,8	0,26	88 ( 82 a 93)	2,91 (2,60 a 3,39)
	5,1	0,20	69 ( 35 a 101)	3,86 (3,39 a 4,37)
	6,9	0,15	47 ( 41 a 60)	4,92 (4,37 a 5,46)
	10,0	0,10	81 ( 73 a 99)	3,64 (3,06 a 4,48)
	15,0	0,067	48 ( 43 a 58)	5,05 (4,37 a 7,10)

\*  $\theta_c$  com operação instável

OBS: VALORES EM PARÊNTESES - INDICAM A FAIXA DE VARIAÇÃO DO PARÂMETRO

vados para  $\theta_c = 5,1$  dias no sistema MC. Para  $\theta_c = 2,9$  dias, o nível de organismos filamentosos cresceu bem mais, e com  $\theta_c = 2,0$  e 1,0 dias, os flocos se apresentavam com níveis elevadíssimos de filamentosos, sendo bem parecidos com os do sistema MC para essas mesmas idades do lodo, porém com um núcleo do floco (sem os filamentos maiores no sistema T-4. Quando o sistema passou a operar com  $\theta_c = 10$  dias, os filamentosos foram desaparecendo gradativamente até atingir níveis bastante baixos, porém a velocidade de desaparecimento dos filamentosos era mais lenta do que a observada para o sistema MC. Com  $\theta_c = 15$  dias,

o nível de filamentosos era também muito baixo. Os filamentosos observados no sistema T-4 também lembram o tipo *Sphaerotilus*.

**Sistema T-8** - Nesse sistema os níveis de filamentosos se mantiveram sempre muito baixos para  $\theta_c > 3,8$  dias. Para  $\theta_c = 2,9$  dias, notou-se um aumento do nível de filamentosos nos flocos, porém os flocos ainda apresentavam predominância de organismos não filamentosos. Com idade de lodo de 2,0 dias cresceu o nível de filamentosos, que aumentou ainda mais com  $\theta_c = 1,0$  dia, porém a presença desses organismos, embora em quantidades bem elevadas,

era menor do que a observada nos sistemas MC e T-4, para esta idade do lodo.

Ao passar a operação do sistema para  $\theta_c = 10$  dias, os filamentosos foram diminuindo gradativamente até atingir níveis bastante baixos que permaneceram para  $\theta_c = 15$  dias. Nesse sistema, como nos outros dois, os filamentosos lembravam o tipo *Sphaerotilus*.

#### 5.8. A INFLUÊNCIA DA IDADE DO LODO E DAS CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DOS TANQUES DE AERAÇÃO NAS MEDIDAS DA CAPACIDADE DE CLARIFICAÇÃO DOS LODOS ATIVADOS

Os resultados apresentados na tabela 5.5 e 5.6 e nas figuras 5.6 e 5.7, mostram que tanto a idade do lodo como a compartimentalização dos tanques de aeração apresentaram, no presente estudo, uma sensível influência na capacidade de clarificação dos lodos ativados, medidos pelo IVL e pela VZS.

Embora com as deficiências apontadas no item 3.3.3., tanto o IVL como o VZS fornecem boa indicação da capacidade de separação dos lodos ativados do efluente final, especialmente pela quantidade de informações existentes baseadas nesses parâmetros. Tanto o IVL como o VZS não devem ser utilizados como parâmetros científicos e mesmo para usos práticos, outras informações, especialmente a concentração de sólidos em suspensão, devem acompanhar os resultados para evitar conclusões errôneas.

No presente estudo, o IVL e o VZS foram utilizados como indicadores das tendências da melhor ou pior capacidade dos lodos ativados de serem separados do efluente final, para diferentes condições hidráulicas dos tanques de aeração e diferentes valores de  $\theta_c$ , dentro de uma faixa de variação de temperatura não muito grande (18°C a 24°C) e com valores de SS na faixa de 1000-2800 mg/l, limites que foram levados em consideração na análise dos resultados obtidos.

Para uma mesma idade do lodo, a faixa de variação de SS era relativamente pequena e a temperatura era a mesma para os três sistemas estudados, não havendo portanto influência sensível desse parâmetro na capacidade de clarificação dos lodos ativados. Por outro lado, as menores concentrações de SS foram observadas

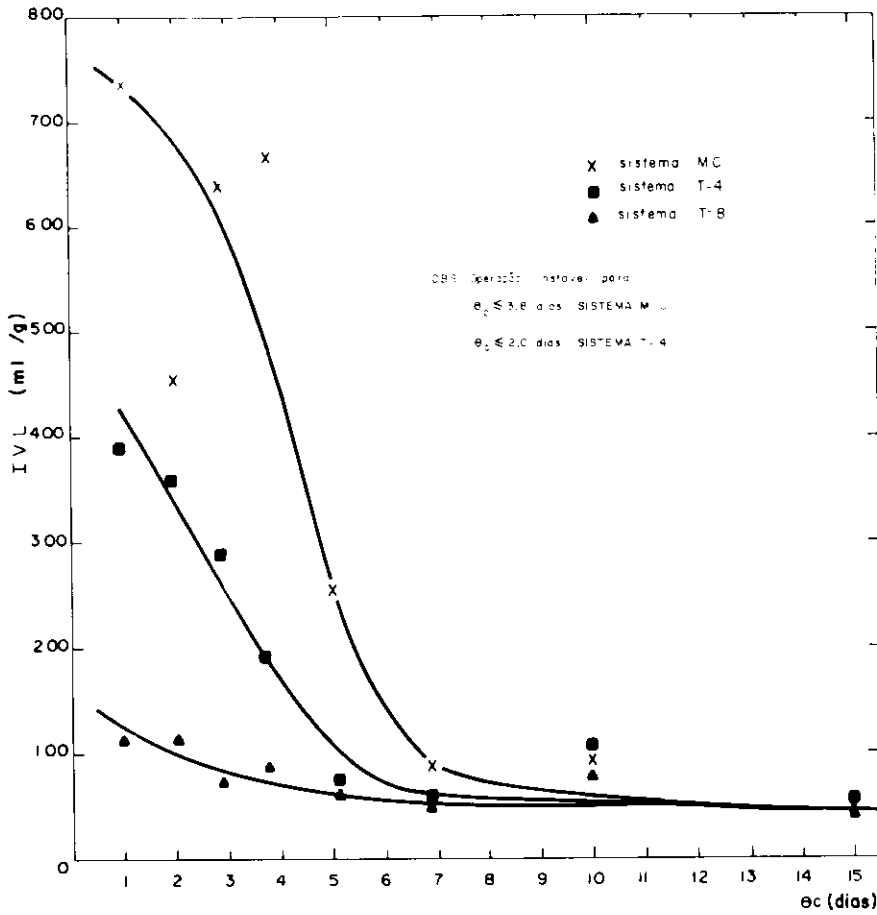


Fig. 5.6. — Tendência do comportamento do IVL em função da idade do lodo, observada para os sistemas MC, T-4 e T-8.

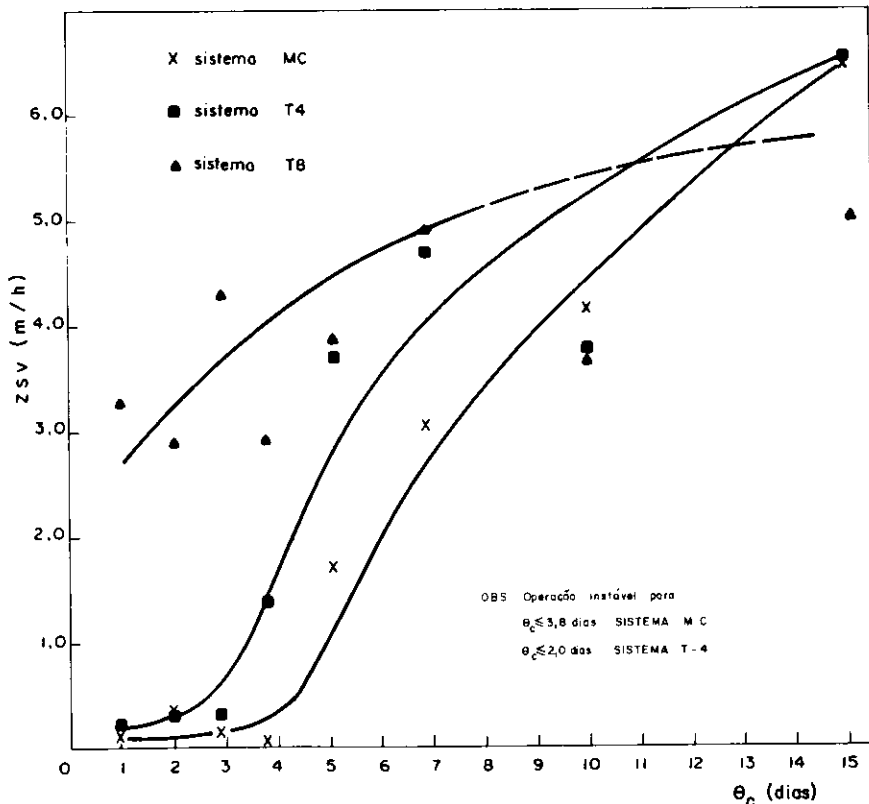


Fig. 5.7. — Tendência do comportamento da velocidade da zona de sedimentação (VZS) em função da idade do lodo ( $\theta_c$ ), observada para os sistemas M.C., T-4 e T-8.

atribuídas a altas concentrações de SS.

Além desses pontos citados, deve-se ressaltar que, durante todo o decorrer dos trabalhos de laboratório, as más condições de sedimentabilidade dos lodos ativados sempre estiveram intimamente relacionadas com o intumescimento filamentososo.

Dos resultados obtidos, nota-se que para  $\theta_c$  entre 6,9 e 15,0 dias, a capacidade de clarificação (medida por IVL) se apresentou sempre muito boa para os três sistemas estudados.

Para  $\theta_c \leq 5,1$  nota-se que a capacidade de clarificação dos efluentes tende a piorar com a diminuição da idade do lodo, existindo porém uma marcante influência da compartimentalização dos tanques de aeração no comportamento do IVL e de VZS. Os resultados obtidos indicam que a deterioração da capacidade de clarificação com a diminuição da idade do lodo é tanto mais rápido quanto mais o tanque de aeração se aproxima do tipo de mistura completa. A deterioração da capacidade de clarificação era sempre causada pelo aumento da quantidade e comprimento dos organismos filamentosos (lembrando o tipo *Sphaerotilus*) saindo do núcleo dos flocos biológicos. Para o sistema M.C., com  $\theta_c = 5,1$  dias os lodos ativados já se sedimentavam mais lentamente e para  $\theta_c = 3,8$  dias a sedimentação era extremamente lenta, com o lodo apresentando um intumescimento filamentososo muito severo. Para o sistema T-4, com  $\theta_c = 3,8$  dias os lodos ativados diminuam sensivelmente a sua velocidade de sedimentação e com  $\theta_c \leq 2,9$  dias o intumescimento filamentososo era bem severo e os lodos sedimentavam muito lentamente. Para o sistema T-8, apenas com  $\theta_c = 2$  dias notou-se uma piora na capacidade de clarificação dos lodos ativados e mesmo com  $\theta_c = 1$  dia, embora se observasse uma grande quantidade de filamentosos nos lodos ativados, os mesmos ainda sedimentavam bem. Talvez a sedimentação dos lodos ativados do sistema T-8 pudesse ser mais lenta se a concentração de SS fosse maior para  $\theta_c = 1$  dia, quando esta concentração apresentou para esse sistema os seus valores mais baixos.

Foi notado, também, nos testes para determinação de IVL e VZS que o líquido sobrenadante, no cilindro de decantação, era mais turvo quando o lodo sedimentava rapidamente, e era límpido quando a sedimentação do lodo era lenta.

para as faixas de IVL mais altos e VZS mais baixos (Tabela 5.5), não podendo portanto serem as maiores dificuldades de separação dos lodos ativados



## INTERRELACIONAMENTO ENTRE AS TAXAS DE UTILIZAÇÃO DE OXIGÊNIO E A OCORRÊNCIA DE BACTÉRIAS FILAMENTOSAS

Conforme já referido, na faixa de ; estudada, as más características sedimentabilidade dos lodos ativadas foram sempre acompanhadas da presença de grandes quantidades de filamentos (bactérias lembrando o *Sphaerotilus*) saindo do núcleo os flocos biológicos e dominando em grande volume à sua volta, situação essa característica de intumescimento filamentoso do lodo ativado.

Considerando o fato largamente difundido de que o intumescimento filamentoso do lodo ativado é responsável por um deslocamento muito lento da interface lodo-líquido, deixando um sobrenadante límpido nos testes para determinação de IVL e VZS, como foi observado no decorrer dos trabalhos, quando se obteve valores bem altos de IVL e VZS muito baixos, pode-se afirmar que a causa destes resultados foi a presença de grande quantidade de bactérias filamentosas nos lodos ativados, causando o seu intumescimento.

Convém, porém, lembrar que lodos com grandes quantidades de filamentos podem ter baixo IVL ou alto VZS, quando os filamentos se enrolam em torno do floco. Porém tal situação é muito instável e em um certo número de determinações, é possível se observar variações muito grandes de IVL e VZS.

Baseado no exposto, torna-se interessante procurar estabelecer um relacionamento entre as condições de operação dos sistemas estudados e a presença das bactérias filamentosas nos lodos ativados.

Quanto à influência da idade do lodo e das características hidráulicas dos tanques de aeração na presença de bactérias filamentosas, o assunto já foi discutido de modo geral no item 5.8, quando também se discutiu a influência desses fatores na capacidade de clarificação dos lodos ativados, tendo em vista a dependência observada entre a maior ou menor facilidade de separação dos sólidos biológicos e a presença das bactérias filamentosas.

Por outro lado, da observação do comportamento da taxa de utilização de oxigênio (que reflete a atividade dos microrganismos do sistema) notou-se que a mesma também sofre influência da idade do lodo e da compartimentalização dos tanques de aera-

ção e que existe um certo relacionamento entre o comportamento da taxa de utilização de oxigênio nos tanques de aeração e a presença das bactérias filamentosas nos lodos ativados.

Para  $\Theta_c \geq 6,9$  dias os sistemas T-4 e T-8 já apresentavam a segunda metade do volume do tanque de aeração com taxas de utilização de oxigênio bastante baixa, caracterizando uma fase de predominância de reação de respiração endógena, com taxa de utilização de oxigênio na faixa de 0,15 a 0,18 kgO<sub>2</sub> / kg SSVTA. dia. Tem-se então nesse caso, que o substrato orgânico, que é removido no primeiro compartimento dos reatores dos sistemas T-4 e T-8, não é totalmente consumido pelas bactérias neste compartimento, sendo ainda ativamente utilizados como fonte de energia nos compartimentos seguintes, a taxas decrescentes, até o ponto em que o substrato tenha sido praticamente todo consumido como fonte de energia e têm-se nos compartimentos seguintes do reator a predominância da reação endógena.

No sistema M.C., para  $\Theta_c = 6,9$  dias, notava-se que a taxa de utilização de oxigênio era da ordem de duas vezes daquela observada para a fase de predominância de respiração endógena observada nos sistemas T-4 e T-8. Tem-se então que para  $\Theta_c = 6,9$  dia, onde a disponibilidade de substrato é um fator fortemente limitante da atividade bacteriana, o sistema M.C. apresentava uma taxa de utilização de oxigênio na qual a respiração endógena se apresentava bem significativa em relação à utilização de oxigênio, pela atividade exógena.

Para  $\Theta_c = 10$  e 15 dias, a taxa de consumo de oxigênio devida à respiração endógena era ainda mais significativa dentro da utilização global do oxigênio, tendo em vista a ainda maior escassez de alimento externo.

Do exposto, nota-se que para  $\Theta_c \geq 6,9$  dias a respiração endógena sempre foi bastante significativa e a respiração exógena também sempre se fez notar. Ressalte-se aqui que para  $\Theta_c \geq 6,9$  dias, a quantidade de bactérias filamentosas sempre foi muita baixa.

Para  $\Theta_c < 5,1$  dias, onde existe o aumento da disponibilidade de alimentos para as bactérias com o decréscimo de  $\Theta_c$ , a taxa de utilização de oxigênio devido à respiração endógena tende a ser cada vez menos significativa dentro da taxa global de utilização do oxigênio, mesmo porque, de acordo com Hawkes<sup>(7)</sup>

existem dúvidas até que ponto ocorre a respiração endógena quando se tem suficiente substrato no líquido para atender às necessidades de energia das atividades bacterianas.

Para o sistema M.C., com  $\Theta_c = 5,1$  dias, nota-se que a atividade bacteriana, embora tenha crescido em relação aos valores de  $\Theta_c$  mais altos, ainda é limitada pela disponibilidade de alimentos. Porém a taxa de utilização de oxigênio devido à respiração endógena, seguramente já representa bem menos em relação ao total, do que para os valores de  $\Theta_c$  mais altos. Com  $\Theta_c = 5,1$  dias, o sistema M.C. já apresentava índices bem significativos de bactérias filamentosas. Para valores de  $\Theta_c \leq 3,8$  dias, a respiração endógena é ainda menos significativa em relação à respiração global, havendo mesmo dúvida sobre a ocorrência da fase endógena a níveis significativos com  $\Theta_c \leq 2,9$  dias, quando já se passa a ter alimento com abundância para as bactérias. Com  $\Theta_c \leq 3,8$  dias os flocos do sistema M.C. apresentavam quantidades elevadíssimas de bactérias filamentosas.

Para o sistema T-4, com  $\Theta_c = 5,1$  dias, o terceiro compartimento do tanque de aeração apresentava taxas de respiração relativamente baixas e o último ainda apresentava uma taxa de utilização de oxigênio próxima àquela observada para uma fase de reação predominantemente de respiração endógena, e a presença de bactérias filamentosas no sistema era muito pequena. Para  $\Theta_c = 3,8$  dias, apenas o último compartimento do tanque de aeração do sistema T-4 apresentava uma taxa de respiração relativamente baixa (o dobro do valor típico da predominância da respiração endógena), com um índice relativo de respiração endógena no sistema bem menor do que para os valores de  $\Theta_c$  maiores. Com  $\Theta_c = 3,8$  já se tinha quantidades bem significativas de bactérias filamentosas.

Com  $\Theta_c \leq 2,9$  dias, as taxas de utilização de oxigênio já eram relativamente grandes mesmo no último compartimento do tanque de aeração e os níveis de respiração endógena, se existentes, pouco significariam em função dos níveis de respiração exógena. Para  $\Theta_c \leq 2,9$  dias, as quantidades de bactérias filamentosas no sistema T-4 eram altíssimas.

Para o sistema T-8, com  $\Theta_c = 5,1$  dias, a segunda metade do reator se apresentava com taxas de respiração relativamente baixas, sendo que no último compartimento os valores eram bem próximos àqueles característicos

de uma fase de predominância de respiração endógena. Com  $\Theta_C = 3,8$  dias, os dois últimos compartimentos ainda se apresentavam com taxas de utilização de oxigênio relativamente baixas, e sendo a disponibilidade de alimento nesses compartimentos muito pequena, tem-se indicação que a respiração endógena nesses dois últimos compartimentos seja bem significativa em relação à respiração total. Para  $\Theta_C = 5,1$  dias e 3,8 dias, o nível de bactérias filamentosas no sistema T-8 era muito baixo. Com  $\Theta_C = 2,9$  e 2,0 dias nota-se (Tabela 5.4) que apenas na parte final do reator do sistema T-8 se poderia ter a respiração endógena com algum significado em face da respiração total existente. Ainda para estas idades de lodo, mesmo tendo-se observado uma razoável queda na taxa de utilização de oxigênio no final do reator em comparação com o início do mesmo, notou-se que a concentração de substrato solúvel ao final do reator tende a crescer, se comparado com observações para  $\Theta_C$  maiores. Na parte final do reator do sistema T-8, a parcela de substrato solúvel residual não foi suficiente, portanto, para manter as reações de respiração exógena a níveis muito elevados, e também a remoção de substrato solúvel nesse final de reator não pode ser claramente notada pelos resultados das determinações analíticas realizadas. É muito possível que, pela baixa concentração de substrato no líquido, a sua remoção seja muito lenta, a respiração exógena seja mantida a níveis razoavelmente mais baixos e a respiração endógena ainda seja significativa no último compartimento do tanque de aeração. Porém a quantidade de respiração endógena é bem menos significativa que aquela que ocorre no sistema todo, em relação às idades de lodo mais elevadas. Para  $\Theta_C = 1,0$  dia, mesmo ao final do reator do sistema T-8 a taxa de respiração já era bem mais alta. Com  $\Theta_C = 2,9$  dias, as bactérias filamentosas já se apresentavam no sistema T-8 em quantidades bem significativas, aumentaram com  $\Theta_C = 2,0$  dias e apareciam em quantidades bem mais elevadas para  $\Theta_C = 1,0$  dia.

Do exposto, nota-se que a níveis significativos de respiração endógena, as bactérias filamentosas não se apresentaram em quantidades altas, porém quando os níveis de respiração endógena não eram muito significativos em relação à respiração exógena, as bactérias filamentosas atingiam níveis elevadíssimos, causando o intumescimento filamentoso dos

lodos ativados. Os resultados obtidos, portanto, indicam que a existência de níveis bem significativos de respiração endógena e exógena evitam o desenvolvimento de bactérias filamentosas, enquanto que a não verificação de níveis significativos de respiração endógena favorece o crescimento das bactérias filamentosas.

#### 5.10. CONSIDERAÇÕES SOBRE OS RESULTADOS OBTIDOS EM VISTA DE ALGUMAS HIPÓTESES SOBRE O INTUMESCIMENTO FILAMENTOSO

Das observações feitas, é válido pensar que a identificação do tipo de microrganismos responsável pelo intumescimento do lodo ativado fornece informações importantes sobre as condições responsáveis por tal intumescimento.

Pelas características deste trabalho, o intumescimento filamentoso deve ser considerado como associado a alto fator de carga ao lodo e, embora os organismos filamentosos observados lembrassem sempre o tipo *Sphaerotilus*, não houve identificação dos organismos para se afirmar qual o tipo presente.

Nos trabalhos de laboratório o OD, foi sempre mantido entre 2 a 3 mg/l e observou-se que a taxa de reação de respiração no primeiro compartimento dos tanques de aeração dos sistemas T-4 e T-8 eram maiores do que a observada no sistema M.C., onde o intumescimento já era observado para  $\Theta_C = 5,1$  dias, o que não aconteceu nos outros dois sistemas. Talvez neste caso, outros fatores tenham sido mais preponderantes do que a limitação do OD., especialmente para os sistemas T-4 e T-8.

A hipótese proposta por Chudoba e colaboradores<sup>(54, 55)</sup>, onde se considera que as bactérias filamentosas se desenvolveriam melhor a baixas concentrações de substrato e as não filamentosas cresceriam mais rapidamente para concentrações mais altas de substrato no líquido, e que não pode ser suportada em outros trabalhos, também não encontra apoio neste trabalho, uma vez que o intumescimento filamentoso do lodo era mais severo para valores baixos de  $\Theta_C$  e não era observada para valores mais altos da idade do lodo, na faixa estudada ( $\Theta_C$  entre 1,0 e 15,0 dias).

A proposição de Houtmeyers<sup>(26)</sup>, já exposta no item 3.9, considera importante a existência de uma "fase exógena" seguida de uma "fase endógena", para prevenir o cresci-

mento de organismos filamentosos. Esta hipótese consegue explicar os melhores resultados, relativos ao controle de filamentosos, observado em estações com tanques de aeração tendendo ao tubular, em comparação com aquelas que têm reator do tipo de mistura completa, para operação com valores do fator de carga ao lodo na parte mais alta, ou mesmo, pouco acima da faixa convencional, do processo de lodos ativados.

A hipótese de Houtmeyers<sup>(26)</sup> encontra apoio no presente trabalho desde que um pouco modificada, pois foi observado que enquanto os níveis de respiração "exógena" e "endógena" foram significativos em vista do nível total de respiração observado no sistema (mesmo ocorrendo em um único compartimento de aeração, sem haver a separação das fases em compartimentos separados) os microrganismos filamentosos nunca estiveram presentes em grandes quantidades. Quando a respiração endógena se tornava pouco significativa comparada com a respiração total, ou mesmo deixando talvez de existir, os filamentosos cresciam muito, conforme foi discutido no item 5.9.

É necessário porém esclarecer que a fase endógena neste trabalho, se refere àquela medida pela taxa de utilização de oxigênio e não pela quase ausência de substrato no líquido, pois pela característica do esgoto doméstico, praticamente toda a remoção de substrato do líquido no processo se dava no primeiro compartimento do tanque de aeração, porém a sua utilização se dava ainda nos tanques subsequentes, especialmente para os valores de  $\Theta_C$  mais baixos, para os sistemas T-4 e T-8. Houtmeyers<sup>(26)</sup>, que utilizou despejos sintéticos mais solúveis, nos trabalhos onde o sistema tubular era simulado através da introdução descontínua de substrato no tanque de aeração, observava certos gradientes de concentração de substrato ao longo do tempo, e chamou de "fase endógena" aquela em que o substrato já havia sido removido do líquido quase que totalmente.

Ainda em relação à hipótese formulado por Houtmeyers<sup>(26)</sup>, ela parece útil também na explicação dos resultados obtidos por Heide e Pasveer (citado por Houtmeyers<sup>(26)</sup>), que contornou o intumescimento filamentoso de um valo de oxidação trabalhando na faixa inferior de aeração prolongada, ao fazer a mistura do afluente à estação de tratamento, com uma pequena parte do volume do valo e aerando a mistura, proporcionando uma fase caracterizada como "exóge-

na" e, posteriormente, enviando a mistura ao valo, onde a reação era predominantemente "endógena".

Parece portanto válida a realização de pesquisas com o objetivo de se procurar estabelecer o relacionamento entre a ocorrência de níveis relativos de respiração "endógena" e "exógena" e os tipos de microrganismos filamentosos que venham a se desenvolver no sistema de lodos ativados.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Dos trabalhos desenvolvidos, com esgotos predominantemente domésticos e, com O.D. entre 2 e 3 mg/l mantido nos tanques de aeração dos sistemas de lodos ativados, pode-se concluir que:

- Em relação à concentração de substrato solúvel do efluente final, para  $\Theta_c \geq 3$  dias, as concentrações de DBO e DQO solúveis são praticamente constantes. Para  $\Theta_c \leq 3$  dias, as concentrações de DBO e DQO solúveis crescem conforme  $\Theta_c$  decresce.
- As concentrações de DBO e DQO solúveis do efluente final sempre se mostraram independentes da compartimentação dos tanques de aeração e da concentração de substrato do afluente, indicando que a reação de remoção de substrato para esgotos domésticos é de ordem quase zero, em relação à concentração de substrato.
- Para os sistemas com tanques de aeração compartimentados, a remoção de substrato ocorria, praticamente, no primeiro compartimento do tanque de aeração. Porém, a metabolização do substrato, pelas bactérias, prosseguia nos outros compartimentos, o que era demonstrado pelo comportamento das taxas de utilização de oxigênio medidas (Tabela 5.4). Esta rápida remoção de substrato se deve ao fato da matéria orgânica dos esgotos domésticos estar presente, predominantemente, nas formas coloidal e em suspensão.
- Em relação à nitrificação, esta é quase que total para  $\Theta_c > 5$  dias (temperaturas de ensaio foram superiores a 16°C). Para  $\Theta_c < 4$  dias, os níveis de nitrificação foram baixos e, aparentemente, são dependentes da compartimentação dos tanques de aeração. A nitrificação era menor, quanto mais o tanque de aeração se aproximava do tipo de mistura completa. Este fato pode indicar que a reação de nitrifi-

cação é de ordem próxima ou superior à unidade em relação à concentração do nitrogênio amoniacal ou, ainda, pode indicar que a eficiência de nitrificação pode ter alguma relação com a ocorrência da respiração endógena no sistema. Estas hipóteses teriam que ser verificadas em estudos mais específicos sobre o assunto.

Para  $\Theta_c$  entre 6,9 e 15,0 dias, não se teve intumescimento do lodo para qualquer dos modelos de laboratório estudados (IVL < 90 ml/g e VZS > 3 m/h). Para o sistema M.C., com  $\Theta_c = 5,1$  dias o lodo já era bem intumescido (IVL > 250 ml/g e VZS < 1 m/h) e, para  $\Theta_c < 3,8$  dias o intumescimento era muito severo (IVL > 450 ml/g e VZS < 0,1 m/h). Para o sistema T-4, o lodo já era bem intumescido (IVL > 190 ml/g e VZS < 1 m/h) para  $\Theta_c = 3,8$  dias e para  $\Theta_c < 2,9$  dias o intumescimento do lodo era severo (IVL > 280 ml/g e VZS < 0,3 m/h). Para o sistema T-8, embora os organismos filamentosos começassem a aparecer em quantidade um pouco maior com  $\Theta_c = 2,9$  dias e fosse aumentando com o decréscimo de  $\Theta_c$ , não se chegou a ter um lodo muito intumescido. No sistema T-8, o IVL começou a crescer com  $\Theta_c = 2,0$  dias, variando na faixa de 80 a 127 ml/g e o VZS variou de 3,1 a 2,6 m/h. Com  $\Theta_c = 1,0$  dia, o IVL permaneceu mais estável, entre 109 e 118 ml/g e o VZS ficou entre 3,0 e 3,8 m/h. O intumescimento do lodo sempre foi causado pela presença, em grandes quantidades, de bactérias filamentosas, que lembram o tipo **Sphaerotilus**.

- A ocorrência, a níveis significativos, das respirações "exógena" e "endógena", parece ser muito importante para prevenir o crescimento de bactérias filamentosas. Sempre que a respiração "endógena" foi desprezível, ou inexistente, no reator biológico, observou-se um crescimento exagerado de bactérias filamentosas.
- Do ponto de vista prático, para se ter máxima eficiência na remoção de substrato e boa separação dos sólidos do efluente final, recomenda-se as seguintes idades de lodo de operação:
  - sistemas com tanque de aeração de mistura completa - 6 dias <  $\Theta_c$  < 10 dias;
  - sistemas com tanques de aeração dividido em quatro comparti-

mentos iguais, em série - 5 dias <  $\Theta_c$  < 10 dias;

- sistemas com tanques de aeração dividido em oito compartimentos iguais, em série - 3 dias <  $\Theta_c$  < 7 dias.

Acima dos limites superiores de  $\Theta_c$  recomendados observou-se um efluente final com uma certa turbidez.

Para se obter elevados graus de nitrificação, para as condições de São Paulo, recomenda-se a operação dos sistemas de lodos ativados com  $\Theta_c > 5$  dias.

- Ainda do ponto de vista prático, é recomendável que os sistemas de lodos ativados, para o tratamento de esgotos, sejam projetados de modo a apresentar boa flexibilidade de operação, possibilitando o uso de um dos tanques de aeração para aerar o lodo de retorno, transformando o sistema em um tipo de aeração por contato. Essa flexibilidade permitiria a obtenção de uma câmara com bom nível de respiração endógena, que seria importante no controle do crescimento de bactérias filamentosas. Em termos de concentração solúvel do substrato, no efluente final, não se teria qualquer prejuízo, uma vez que, praticamente toda a remoção de substrato do despejo ocorre em curto intervalo de tempo, após a mistura do despejo com os lodos ativados.

- Em relação aos esgotos predominantemente domésticos, que serão tratados na ERQ-Barueri, do programa SANEGRAN, os valores aqui obtidos de  $Y = 0,38$  Kg SSV/Kg DQO removido e  $K_d = 0,08$  Kg SSV destruídos/KgSSV x dia, podem ser considerados como indicadores dos valores a serem esperados nessa depuradora de esgotos.

Para novos trabalhos de pesquisa, a respeito do processo de lodos ativados, com diferentes características hidráulicas dos tanques de aeração, recomenda-se variar o nível de OD nos reatores, para cada valor de  $\Theta_c$  estudado e determinar a sua influência na capacidade de clarificação dos lodos ativados, para os diferentes tanques de aeração. Esses estudos devem incluir também a faixa de aeração prolongada e, os organismos responsáveis pelo intumescimento do lodo, devem ser identificados. Esse trabalho seria bastante útil para o esclarecimento de algumas dúvidas existentes sobre o intumescimento dos lodos ativados.

Outra pesquisa que se recomenda

é a relativa à determinação da ordem da reação de nitrificação em relação à concentração de nitrogênio amoniacal e a sua eventual relação com a ocorrência das reações endógenas nos reatores biológicos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALEM SOBRINHO, P. — "A Influência da Idade do Lodo e das Características Hidráulicas do Tanque de Aeração no Desempenho do Processo de Lodos Ativados. Determinação dos Parâmetros de Crescimento Biológico para Esgoto Predominantemente Doméstico". São Paulo, Escola Politécnica da USP, 1981, 247 p. (Tese de Doutorado).
2. ALVARENGA, E.C. e ALEM SOBRINHO, P. — "Fundamentos Teóricos dos Reatores Biológicos e sua Aplicação ao Tratamento de Águas Residuárias". Revista DAE, São Paulo 37 (113): 53-61, 1977.
3. LAWRENCE, A.W. and McCARTY, P. L. — (1970) — "Unified Basis for Biological Treatment. Design and Operation" — *Journal of the Sanitary Engineering Division* — A.S.C.E. — vol. 96 n.º SA-3.
4. METCALF and EDDY, INC. — (1974) — "Wastewater Engineering" — McGraw Hill, New Delhi.
5. METCALF and EDDY INC. — (1979) — "Wastewater Engineering — Treatment, Disposal, Reuse" — Tata — McGraw Hill — New Delhi — India.
6. ECKENFELDER, W.W. — (1970) — "Water Quality Engineering for Practicing Engineers" — Barnes and Noble — New York.
7. HAWKES, H.A. — (1963) — "The Ecology of Waste Water Treatment" — Pergamon Press, London.
8. HATTINGH, W.H.J. — (1963) — "Activated Sludge Studies — Influence of Nutrition on Bulking — Part 3" — *Water and Waste Treatment* — November/December 1963.
9. W.P.R.L. REPORTS — (1965) — "The Role of Protozoa in Activated Sludge". Stevenage — England.
10. PIKE, E.B. and CARRINGTON, E.G. — (1972) — "Recent Development in the Study of Bacteria in the Activated Sludge Process" — *Water Pollution Control* — vol. 71 n.º 6, p. 583-605.
11. McKINNEY, ROSS E. — (1962) — "Microbiology for Sanitary Engineers" — McGraw Hill Book Co. New York.
12. TENNEY, M.W. and STUMM, W. — (1965) — "Chemical Flocculation of Microorganisms in Biological Waste Treatment" — *Journal W.P.C.F.* vol. 37 n.º 10 — pgs. 1370-1388.
13. CRABTREE, K., McCOY, E., BOYLE, W.C. and ROHLICH, G.A. — (1965) — "Isolation, Identification, and Metabolic Role of the Sudanophilic Granules of Zooglea Ramigera" — *Applied Microbiology* vol. 13, n.º 2.
14. CRABTREE, K., McCOY, E., BOYLE, W.C. and ROHLICH, G.A. — (1966) — "A Mechanism of Floc Formation by Zooglea Ramigera" — *Journal W.P.C.F.* — vol. 38, n.º 12.
15. PAINTER, H.A., DENTON, R.S. and QUARMBY — (1968) — "Removal of Sugars by Activated Sludge" — *Water Research* — vol. 2, pgs. 427 a 447.
16. ANGELBERK, D.I. and KIRSH, E.J. — (1969) — "Influence of pH and Metal Cations on Aggregative Growth of Non-slime Forming Strains of Zooglea Ramigera" — *Applied Microbiology* vol. 17, p. 435.
17. FORSTER, C.F. — (1968) — "The Surface of Activated Sludge Particles in Relation to their Settling Characteristics" — *Water Research*, vol. 2, p. 767-776.
18. PETER, G. and WUHRMANN, K. — (1970) — "Contribution to the Problem of Bioflocculation in the Activated Sludge Process" — *Proc. of 5th Int. Conference Water Pollution Research-San Francisco*, Vol. 1, part II, Pergamon Press, Oxford 1971.
19. DE VALLE, F.B., and CHIAN, E.S.K. — (1974) — "Kinetics of Formation of Humic Substances in Activated Sludge Systems and their Effect on Flocculation" — *Biotechnology and Bioengineering* — vol. 16, p. 739.
20. FORSTER, C.F. and LEWIN, D.C. — (1972) — "Polymer Interactions at Activated Sludge Surfaces" — *Effluent and Water Treatment Journal*, n.º 12, p. 520-523.
21. HEUKELEKIAN, H. and WEISBERG, E. — (1956) — "Bound Water and Activated Sludge Bulking" — *Journal W.P.C.F.* n.º 28, p-558.
22. PIPES, W.O. — (1967) — "Bulking of Activated Sludge" — *Advances Applied Microbiology* — 1967, 9 185-234.
23. RICH, L.G. — (1973) — "Environmental Systems Engineering" — McGraw Hill — New York.
24. DICK, R.I. and VESILIND P.A. — (1969) — "The Sludge Volume Index — what is it?" — *Journal W.P.C.F.* vol. 41, — p. 1285 — 1291.
25. ENGELBRECHT and McKINNEY, R.E. — (1957) — "Activated Sludge Cultures Developed on Pure Organic Compounds" — *Sewage Industr. Wastes* vol. 29 p. 1350-1362.
26. HOUTMEYERS, J. — (1978) — "Relations Between Substrate Feeding Pattern and Development of Filamentous Bacteria in Activated Sludge Process" — *AGRICULTURA*, vol. 26 — n.º 1, Netherlands.
27. BARNARD, J.L. — (1978) — "Solving Sludge Bulking Problems" — *Water Pollution Control* — vol. 77 — n.º 1, — p. 103-106.
28. INGOLS, R.S.; FETNER, R.H. — (1961) — *JWPCF* n.º 33, p. 366-370.
29. BARTH, E.F.; ETTINGER, M.B.; SA-LOTTO, B.V.; Mc DERMOTT, G.M. (1965) "Summary Report on the Effects of Heavy Metal on the Biological Treatment Process" — *JWPCF* — n.º 37 — p. 86-96.
30. MARAIS, G.V.; EKAMA, G.A. — (1975) — "The Activated Sludge Process — Part I — Steady State Behaviour" — *Research Report n.º w. 12* — University of Cape Town — South Africa.
31. WATER POLLUTION RESEARCH REPORT 1965 — (1966) — H.M. Stationery Office, London.
32. IMHOFF, K; HESS, M.L. (TRADUÇÃO) — (1966) — "Manual de Tratamento de Águas Residuárias" — Editora Edgard Blucher Ltda, São Paulo.
33. VOSLOO, P.B.B. — (1970) — "Some Factors Relating to the Design of Activated Sludge Plants" — *Water Pollution Control* — p. 486-495.
34. GENETELLI, E.J. and HEUKELEKIAN, H. — (1964) — "The Influence of Loading and Chemical Composition of Substrate the Performance of Activated Sludge" — *Journal W.P.C.F.* vol. 36 n.º 5 — p. 643-649.
35. FORD, D.L., and ECKENFELDER, W.W. — (1967) — "Effects of Process Variables on Sludge Floc Formation and Settling Characteristics" — *Journal of W.P.C.F.* — vol. 39 n.º 11.
36. WATER POLLUTION RESEARCH REPORT 1966 — (1967). H.M. Stationery Office, London.
37. LOGAN, R.P. and BUDD, W.E. — (1955) — "Effect of BOD Loadings on Activated Sludge Plant Operation" — in *Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes*, vol. 1, Ed. McCabe, J. and Eckenfelder, W.W. Reinhold Publishing Corp., New York.
38. LESPERANCE, T.W. — ( ) — "A Generalized Approach to Activated Sludge" — *Dorr-Oliver Inc. Publication*.
39. KIFF, R.J. (1978) — "A study of the Factors Affecting Bioflocculation in the Activated Sludge Process" — *Water Pollution Control* — Vol. 77 n.º 4 — p. 464-470.
40. GANCZARZYK, J. — (1970) — "Variation in the Activated Sludge Volume Index" — *Water Research*, vol. 4, n.º 1, p. 69-77.
41. PIPES, W.O. — (1978) — "Bulking, Deflocculation and Pinpoint Floc" — *JWPCF* — vol. 51 — p. 62-70.
42. BONN, A.G. and BURGESS, D.R. — (1972) — "Effect of Diurnal Variations in Flow of Settled Sewage on the Performance of High Rate Activated Sludge Plants" — *Water Pollution Control* part 5, p. 493.
43. HASELTINE, T.R. — (1957) — "A Ra-

- tional Approach to the Design of Activated Sludge Plants" — in *Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes* vol. 1 Ed. McCabe, J. and Eckenfelder, W.W. Reinhold Publishing Group — New York.
44. PIPES, W.O. — (1978) — "Actinomycete Scum Production in Activated Sludge Processes". *JWPCF*. vol. 50 — p. 628.
45. CETESB — (1977) — "Estudo de Tratabilidade das Águas Residuárias de Indústrias de Concentrados de Sucos Cítricos" — Relatório do Convênio DAEE-CETESB — São Paulo.
46. CETESB — (1978) — "Estudos de Tratabilidade de Despejos Líquidos de Indústrias de Celulose e Papel através de Processos Físico-Químicos e Biológicos — Parte II" — Relatório do Convênio DAEE-CETESB — São Paulo.
47. CETESB (1978) — "Estudos de Tratabilidade de Águas Residuárias de Laticínios através de Processos Biológicos — Obtenção de Parâmetros para Projetos de Estações de Tratamento" — Relatório do Convênio DAEE-CETESB — São Paulo.
48. SAYIGH, B.A. and MALINA JR., J.F. — (1978) — "Temperature Effects on the Activated Sludge Process" — *Journal W.P.C.F.* — vol. 50, nº 4.
49. COLLINS, C.E., INCROPERA, F.P. and GROBY Jr., C.P.L. (1978) — "The Effect of Temperature Control on Biological Wastewater Treatment Processes" — *Water Research* — vol. 12 — p. 547-554.
50. PIPES, W.O. — (1969) — "Types of Activated Sludge which Separate Poorly" — *Journal W.P.C.F.* — vol. 41, nº 5 part. 1.
51. DOWNING, A.L., PAINTER, H.A. and KNOWLESS, G. — (1964) — "Nitrifications in the Activated Sludge Process" — *Journal Institute of Sewage Purification, Part 2*, p. 130-158.
52. PALM, J.C.; JENKINS, D. PARKER, D.S. — (1978) — "The Relationship Between Organic Loading, Dissolved Oxygen Concentration and Sludge Settleability in the Completely Mixed Activated Sludge Process" — Trabalho apresentado na 51ª Conferência Anual da Water Pollution Control Federation — Anaheim, California — USA — outubro de 1978.
53. MCKINNEY, R.E. — (1962) — "Mathematics of Complete-Mixing Activated Sludge" — *Journal of the Sanitary Engineering Division A.S.C.E.* vol. 88 nº SA-3.
54. CHUDOBA, J., OTTOVA, V. and MADEIRA, V. — (1973) — "Control of Activated Sludge Filamentous Bulking — I — Effect of the Hydraulic Regime or Degree of Mixing in an Aeration Tank" — *Water Research* vol. 7, p. 1163 — 1182.
55. CHUDOBA, J., GRAU, P. and OTTOVA, V. — (1973) — "Control of Activated Sludge Filamentous Bulking — II — Selections of Microorganisms by Means of a Selector" — *Water Research* vol. 7, p. 1389-1406.
56. CHUDOBA, J.; BLAHA J. and MADEIRA, V — (1974) — "Control of Activated Sludge Filamentous Bulking — III — Effect of Sludge Loading" — *Water Research*, vol. 8 — p. 231-237.
57. ALEM SOBÓ, P. — (1975) — "The Influence of Sludge Loading Rate, Mixing Characteristics of the Aeration Tank and The Influence of the Presence of Poly-B-Hydroxybutyric Acid in the Sludge on the Activated Sludge Volume Index" — MSc. thesis — University of Newcastle upon Tyne — England.
58. SILVA, M.O.S.A. (1979) — "Informação Pessoal".
59. DICK, R.I. — (1976) — "Folklore in Design of Final Settling Tanks" — *JWPCF* vol. 48, nº 4, p. 633 a 644.
60. PERKINS, R; WOOD, T.R. — (1979) — "Some Thoughts on the Design of Secondary — Settlement Tanks in the Light of Operational Experience in the West Midlands" — *Water Pollution Control* — Vol. 78, nº 1, p. 72-81.