

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO

**VERIFICAÇÃO DE PARÂMETROS E CONSTANTES NO PROCESSO
DE LODOS ATIVADOS POR AERAÇÃO PROLONGADA**

ALUNO: NILSON RAMOS SILVEIRA

ORIENTADOR: SÉRGIO JOÃO DE LUCA

ABRIL, 1990

S U M Á R I O

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
RELAÇÃO DE FIGURAS	vii
RELAÇÃO DE TABELAS	ix
RELAÇÃO DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. INTRODUÇÃO	5
2.2. PROCESSO DOS LODOS ATIVADOS	6
2.2.1. Características	7
2.2.2. Variante por Aeração Prolongada	10
2.2.3. Nitrificação e Desnitrificação Eiológica	13
2.3. DESENVOLVIMENTO DA TEORIA EMPREGADA NO DIMENSIONAMENTO DO PROCESSO	15
2.3.1. Parâmetros de Dimensionamento e Operação	16
2.3.1.1. Relação Alimento-Microorganismos	17
2.3.1.2. Idade do Lodo	19
2.3.2. Modelos Matemáticos do Processo	21
2.3.2.1. Cinética do Crescimento Bacteriano e de Utilização do Substrato	22
2.3.2.2. Cinética do Processo	35
3. MATERIAIS E MÉTODOS	43
3.1. DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO	44
3.2. MODELO	45
3.2.1. Descrição	45
3.2.2. Operação	48

3.3. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE SANTA MARIA - ETESM	50
3.4. METODOLOGIA	56
3.4.1. Deteminação das Constantes do Processo	56
3.4.1.1. Deteminação da Taxa Específica de Respiração Endógena (b) e Coeficien te de Produção de Lodo (Y)	56
3.4.1.2. Deteminação da Taxa Específica de Remoção de Substrato (K)	61
3.4.2. Idade do Lodo e Monitoramento	65
3.4.2.1. Considerações sobre a Idade do Lodo	65
3.4.2.2. Parâmetros analisados	68
4. DISCUSSÃO E RESULTADOS	70
4.1. CONSIDERAÇÕES SOBRE O TEOR DE LODO E NITRIFICAÇÃO	71
4.2. RESULTADOS	96
4.2.1. Aplicação da Teoria da Idade do Lodo para $\theta_c = 10$ dias	97
4.2.1.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista	97
4.2.1.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho	98
4.2.2. Aplicação da Teoria da Idade do Lodo para $\theta_c = 20$ dias	99
4.2.2.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista	99
4.2.2.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho	100
4.2.3. Aplicação da Teoria da Idade do Lodo para $\theta_c = 30$ dias	101
4.2.3.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista	101
4.2.3.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho	102
4.2.4. Aplicação da Teoria da Idade do Lodo para $\theta_c = 40$ dias	103
4.2.4.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista	103

4.2.4.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho	104
4.2.5. Resultados obtidos experimentalmente .. no Reator de Bancada	105
4.2.6. Resultados obtidos na operação da ETESM	106
4.2.7. Comparação entre os resultados dos principais parâmetros obtidos teoricamente, experimentalmente e operacionalmente	107
5. CONCLUSÕES	110
6. RECOMENDAÇÕES	115
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117

R E S U M O

O processo de lodos ativados, na sua variante de aeração prolongada, utilizado na Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria, é aqui analisado e aferido.

Valendo-se de um modelo em escala de bancada, com características semelhantes às da Estação de Santa Maria, determinou-se, mediante variação dos parâmetros operacionais, as constantes cinéticas do processo.

Um estudo comparativo, entre os resultados teóricos e os resultados obtidos experimental e operacionalmente, possibilitou aferir a validade da teoria de dimensionamento empregada no projeto da Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria.

A B S T R A C T

The activated sludge process, by extended aeration, used in the Santa Maria sewage treatment plant, is here analysed and checked.

Making use of a bench-scale model with working characteristics similar to the Santa Maria plant, the kinetic constants of the process were determined using different study conditions.

A comparative study between the theoretical, the experimental results and those obtained during operation of the Santa Maria plant, made it possible to check the validity of the theoretical formulation used in the Santa Maria sewage treatment plant design.

RELAÇÃO DE FIGURAS

2.1.	Diagrama do processo de lodo ativado convencional	9
2.2.	Diagrama esquemático do processo de lodo ativado por aeração prolongada	12
2.3.	Curva de crescimento bacteriano	23
2.4.	Variação da taxa de crescimento específico	26
2.5.	Variação da taxa específica de remoção de substrato	29
2.6.	Diagrama esquemático do processo de lodo ativado com descarte de lodo diretamente do TA	36
3.1.	Dimensões e detalhamento do reator de bancada	46
3.2.	Modelo esquemático do reator de bancada	47
3.3.	Modelo piloto em operação	51
3.4.	Diagrama esquemático de funcionamento da ETESM	54
3.5.	Planta esquemática da ETESM	55
3.6.	Maquete da ETESM	57
3.7.	Determinação da taxa específica de respiração endógena (b) e do coeficiente de produção de lodo (Y)	60
3.8.	Determinação da taxa específica de remoção de substrato (K)	64
4.1.	Variação do volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml para $\theta_c = 40$ dias	78
4.2.	Variação de volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml para $\theta_c = 30$ dias	79
4.3.	Variação do volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml para $\theta_c = 20$ dias	80
4.4.	Variação do volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml para $\theta_c = 10$ dias	81
4.5.	Variação da temperatura, pH e OD no líquido sob aeração para $\theta_c = 40$ dias	82
4.6.	Variação da temperatura, pH e OD no líquido sob aeração para $\theta_c = 30$ dias	83

4.7. Variação da temperatura, pH e OD no líquido sob aeração para $\theta_c = 20$ dias	84
4.8. Variação da temperatura, pH e OD no líquido sob aeração para $\theta_c = 10$ dias	85
4.9. Teste de decantação do lodo ativado para $\theta_c = 40$ dias	87
4.10. Teste de decantação do lodo ativado para $\theta_c = 30$ dias	88
4.11. Teste de decantação do lodo ativado para $\theta_c = 20$ dias	89
4.12. Teste de decantação do lodo ativado para $\theta_c = 10$ dias	90
4.13. Teste da resistência específica do lodo - determinação de b	95

RELAÇÃO DE TABELAS

2.1. Comparação entre os processos de lodo ativado convencional e por aeração prolongada	12
3.1. Quadro de resultados da análise do esgoto bruto efluente à ETESM	49
3.1. Dados para a determinação da taxa específica de respiração endógena (b) e do coeficiente de produção de lodo (Y)	58
3.2. Dados para a determinação da taxa específica de remoção de substrato (K)	62
4.1. Resultados das análises do Grupo Nitrogênio na operação da ETESM	86
4.2. SST, Sólidos Sedimentáveis e IBL do líquido sob aeração no reator de bancada	91
4.3. SST, Sólidos Sedimentáveis e IVL do líquido sob aeração na ETESM	91
4.4. Resultados de SSV e DQO obtidos experimentalmente no reator de bancada	106
4.5. Resultados de SSV e DQO obtidos na operação da ETESM	107
4.6. Quadro comparativo dos resultados da DQO	109
4.7. Quadro comparativo dos resultados de SSV no líquido sob aeração	109

RELAÇÃO DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

b	- taxa específica de respiração endógena	$(\frac{gSSv}{gSSV-dia})$
DBO	- demanda bioquímica de oxigênio	(g/m^3)
DF	- decantador final	
DQO	- demanda química de oxigênio	(g/m^3)
DS	- decantador secundário	
ETESM	- Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria	
F/M	- relação alimento-microorganismos	(dia^{-1})
IVL	- índice de volume de lodo	(cm^3/g)
K	- taxa específica de remoção de substrato	$(m^3/g.dia)$
\hat{K}	- taxa específica máxima de remoção de substrato	$(m^3/g.dia)$
K_s	- concentração de substrato (nutriente limitante) para a qual $\hat{\mu} = \mu/2$ (constante de saturação)	(g/m^3)
M ()	- massa da simbologia entre parenthesis	(g)
NTK	- nitrogênio total Kjaldahl	(g/m^3)
OD	- oxigênio dissolvido	(g/m^3)
Q	- vazão afluyente	(m^3/s)
q	- vazão de descarga do excesso de lodo ativado	(m^3/s)
Qr	- vazão de recirculação do lodo ativado	(m^3/s)
S	- concentração de substrato do TA e no efluente	(g/m^3)
Si	- concentração de substrato no afluyente	(g/m^3)
SS	- sólidos suspensos (ou em suspensão)	(g/m^3)
SSF	- sólidos suspensos fixos	(g/m^3)
SST	- sólidos suspensos totais	(g/m^3)
SSTA	- sólidos suspensos no TA	(g/m^3)
SSV	- sólidos suspensos voláteis	(g/m^3)
SSVTA	- sólidos suspensos voláteis no TA	(g/m^3)
TA	- tanque de aeração	
V	- Volume do TA	(m^3)

v	- volume diário do lodo descartado (m^3/dia)
X_a	- concentração de SSV no TA correspondente à massa de microorganismos ativos (g/m^3)
X_e	- concentração de SSV no TA correspondente ao resíduo endógeno (g/m^3)
X_v	- concentração de SSV no TA (g/m^3)
X_{vu}	- concentração do SSV no lodo removido do fundo do DS (g/m^3)
Y	- coeficiente de produção (do lodo) ($\frac{g_{SSV}}{g_{DBO \text{ ou } DQO \text{ remov.}}}$)
$\Delta MS/\Delta t$	- variação da massa de substrato na unidade de tempo (g/d)
Δt	- intervalo de tempo (d)
$\Delta X_a/\Delta t$	- variação "líquida" da concentração de organismos no reator ($g/m^3.d$)
$(\Delta X_a/\Delta t)_e$	- variação da concentração de organismos no reator devido ao consumo de material celular por respiração endógena ($g/m^3.dia$)
$(\Delta X_a/\Delta t)_s$	- variação da concentração de organismos no reator devido à síntese de material celular ($g/m^3.dia$)
θ	- tempo de detenção hidráulico (d)
θ_c	- idade do lodo ou tempo médio de residência celular (d)
μ	- taxa de crescimento específico relativa à concentração S ($g/m^3.dia$)
$\hat{\mu}$	- taxa de crescimento específico máxima. ($m^3/g.dia$).

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

O processo de lodos ativados para tratamento de esgotos domésticos encontra-se razoavelmente difundido e utilizado no Brasil.

A utilização da aeração prolongada, variante do processo de lodos ativados, surgiu trazendo como benefício mais imediato a estabilização do lodo no próprio sistema, tornando desnecessário o uso de unidades de digestão do lodo, com vantagens econômicas evidentes.

O desenvolvimento de metodologias para o dimensionamento do processo de lodos ativados adotando o controle hidráulico pela idade do lodo trouxe simplificações nos procedimentos operacionais, minimizando a execução de análises de laboratório (MARAIS & EKAMA, 1976; DA RIN, 1977).

A Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN decidiu adotar o processo de lodos ativados por aeração prolongada na Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Santa Maria. O sistema foi dimensionado pelo critério da idade do lodo, prevendo o controle hidráulico do processo.

No dimensionamento do processo da Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria - ETESM foram assumidos os valores das constantes (Y , b , K), com base em referências bibliográficas.

Este trabalho destina-se:

① Determinar experimentalmente os valores das constantes: Y - coeficiente de produção de lodo, b - taxa específica de respiração endógena, e K - taxa específica de remoção de substrato, utilizando para tanto um reator de bancada e o próprio afluyente da ETESM.

② Aferir a teoria de dimensionamento pela idade do lodo, empregada no projeto da Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria - ETESM.

Esta aferição dar-se-á, mediante um estudo comparativo, entre os resultados dos parâmetros calculados pela formulação teórica, com os resultados dos mesmos parâmetros obtidos experimentalmente, na operação de um reator de bancada, e na operação da ETESM propriamente dita.

..... CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. INTRODUÇÃO

O tratamento por aeração prolongada, algumas vezes também chamado de oxidação total, é uma variante do processo de lodos ativados (PESSOA & JORDÃO, 1982).

O nome de "Lodos Ativados" dado ao processo originase das pesquisas realizadas por Ardern e Lockett, na Inglaterra e apresentadas, em abril de 1914, junto a Society of Chemical Industry. Em suas pesquisas sobre aeração artificial, os autores acima citados se referiram ao processo como "Lodos Ativados" por julgarem que o próprio lodo contido no esgoto bruto, quando submetido à aeração, "ativava-se" de alguma forma, adquirindo assim a propriedade de estabilizar a matéria orgânica (CORSAN - CURSO I; GRADY & LIM, 1980).

O processo se mostrou tão eficiente que já em 1917 entrava em operação a primeira ETE (Estação de Tratamento de Esgotos) por lodos ativados em Withington, Inglaterra, com capacidade de 11 l/seg, e, logo após, ainda em 1917, funcionava em Houston, Texas, USA, a segunda instalação já com capacidade de 440 l/seg. Em 1917 já haviam 10 instalações em funcionamento na Inglaterra e EUA (CORSAN - CURSO I).

Desde aquele tempo, o processo sofreu muitas modificações e experiências de modo que hoje um grande número de variantes estão em uso (GRADY & LIM, 1980).

Nos 30 anos após o desenvolvimento inicial do processo, muito foi-se aprendendo sobre a composição do esgoto bruto e sobre o esgoto efluente purificado no processo. No entanto,

muito pouco se conheceu sobre o mecanismo biológico e a cinética do processo. Pesquisas conduzidas em culturas bacterianas, por Monod, levaram ao desenvolvimento do primeiro modelo matemático sobre taxas de crescimento bacteriano (VASICEK, 1982).

Juntamente ao trabalho de MONOD (1949), devem ser citados, entre outros, como marcos notáveis no desenvolvimento de critérios racionais para o dimensionamento do processo, as contribuições de MCKINNEY (1962), formulando hipóteses sobre a utilização do substrato pelos microorganismos no processo de lodos ativados, ECKENFELDER (1967), utilizando a aplicação da teoria do processo para desenvolver critérios racionais de dimensionamento, e LAWRENCE & McCARTY (1970), desenvolvendo toda uma estrutura teórica consistente, englobando todas as variantes do processo em uma única base conceitual (COR SAN - CURSO I).

2.2. PROCESSO DOS LODOS ATIVADOS

Este processo origina-se das observações feitas no passado (conforme Introdução), segundo as quais, sempre que esgotos, sejam eles domésticos ou industriais, forem aerados por um período de tempo, o conteúdo de matéria orgânica é oxidado, e, ao mesmo tempo, um lodo floculento é formado.

Um exame microscópico deste lodo revela que ele é formado por uma heterogênea população de microorganismos, os quais mudam em função da variação da composição dos esgotos e/ou da variação das condições ambientais. Os microorganismos encontrados são, basicamente, bactérias unicelulares, fungos, algas, protozoários e rotíferos. Destes, as bactérias são possivelmente os mais importantes, sendo encontrados em todos os tipos de processos de tratamento biológico (RAMALHO, 1977).

2.2.1. Características

Os reatores de lodo ativado são normalmente tanques abertos, com profundidades em torno de 5,00 metros, construídos em concreto com as paredes laterais verticais, embora tanques em aço, ou construídos com taludes em terra, sejam também utilizados. O oxigênio, necessário para o metabolismo dos microorganismos, é fornecido por um variado número de maneiras. O método mais antigo é pela insuflação de ar comprimido usando difusores grosseiros ou difusores de bolhas finas. Aeradores mecânicos de superfície são também usados, fixos ou flutuantes, combinando turbulência mecânica com difusão de ar. Este uso tradicional de ar como fonte de oxigênio é o "porquê" dos reatores de lodo ativado serem usualmente chamados de "tanques de Aeração" (T.A.). Mais recentemente, oxigênio puro tem sido insuflado em tanques fechados, tendo por este meio aumentado-se em muito a taxa máxima de oxigênio que pode ser transferida à biomassa. Manter a massa sob constante agitação, impedindo que partículas se depositem no fundo, é também função do sistema de aeração, de modo que dois critérios de projeto precisam ser aplicados no dimensionamento do sistema de transferência de oxigênio (GRADY & LIM, 1980).

No tratamento de esgotos por lodo ativado, a matéria orgânica biodegradável é removida da água residuária por biofloculação (PFEFFER, 1966). Em outras palavras, no interior do T.A. existe alimento em abundância (matéria orgânica), concentração adequada de oxigênio dissolvido e microorganismos. Estas condições, aliadas à presença de nutrientes básicos normalmente encontrados nos esgotos domésticos, e condições ambientais favoráveis (temperatura, pH, etc), permitem aos microorganismos se reproduzirem rapidamente, agrupando-se em colônias que permanecem em suspensão devido à turbulência causada pelos dispositivos de aeração; tais colônias constituem os chamados flocos de lodo ativado. O lodo ativado é, portanto, constituído por colônias de organismos em suspensão de um líquido que contém, em solução, um substrato (matéria orgânica) que lhes serve de alimento, nutrien

tes básicos e oxigênio dissolvido (CORSAN - CURSO I).

Com o intuito de separar, por sedimentação, os flocos de lodo ativado, surge outra unidade de tratamento que foi denominada de Decantador Final (DF) ou Decantador Secundário (DS). O efluente do TA é submetido à decantação no DF, onde o líquido removido junto à superfície pode, na maioria dos casos, ser descarregado no corpo receptor, enquanto que o lodo sedimentado no fundo da unidade é reconduzido ao TA. Assim, dois fluxos entram no reator, (TA). Um é esgoto bruto e outro contém lodo ativado recirculado do fundo do DF (DA RIN, 1977).

As condições ambientais favoráveis, a abundância de substrato e o reciclo de lodo ativado do fundo do DF para o TA farão com que a população de microorganismos no interior do TA, cresça a níveis consideráveis. A fim de mantermos o sistema em equilíbrio, periodicamente, um excesso de lodo deverá ser retirado do mesmo. Com isto, caracterizamos, em essência, o processo de lodos ativados convencional, ao qual se deve acrescentar, o tratamento primário com remoção de sólidos em suspensão (geralmente através de um decantador primário) e a estabilização do lodo primário e do excesso de lodo secundário (geralmente através de digestão anaeróbia).

A figura 2.1 nos dá um diagrama do processo de lodos ativados convencional.

A redução do conteúdo orgânico dos esgotos dentro do TA deve-se aos microorganismos, que através de suas funções naturais de nutrição e reprodução, utilizam-se do substrato orgânico presente como fonte de energia, promovendo a sua oxidação ou estabilização (DA RIN, 1977).

Esta estabilização da matéria orgânica ocorre em duas fases, ainda que ocorram simultaneamente. Na primeira fase, a porção de matéria orgânica mais "atraente" (mais facilmente oxidável) é oxidada imediatamente para provir energia para a sín

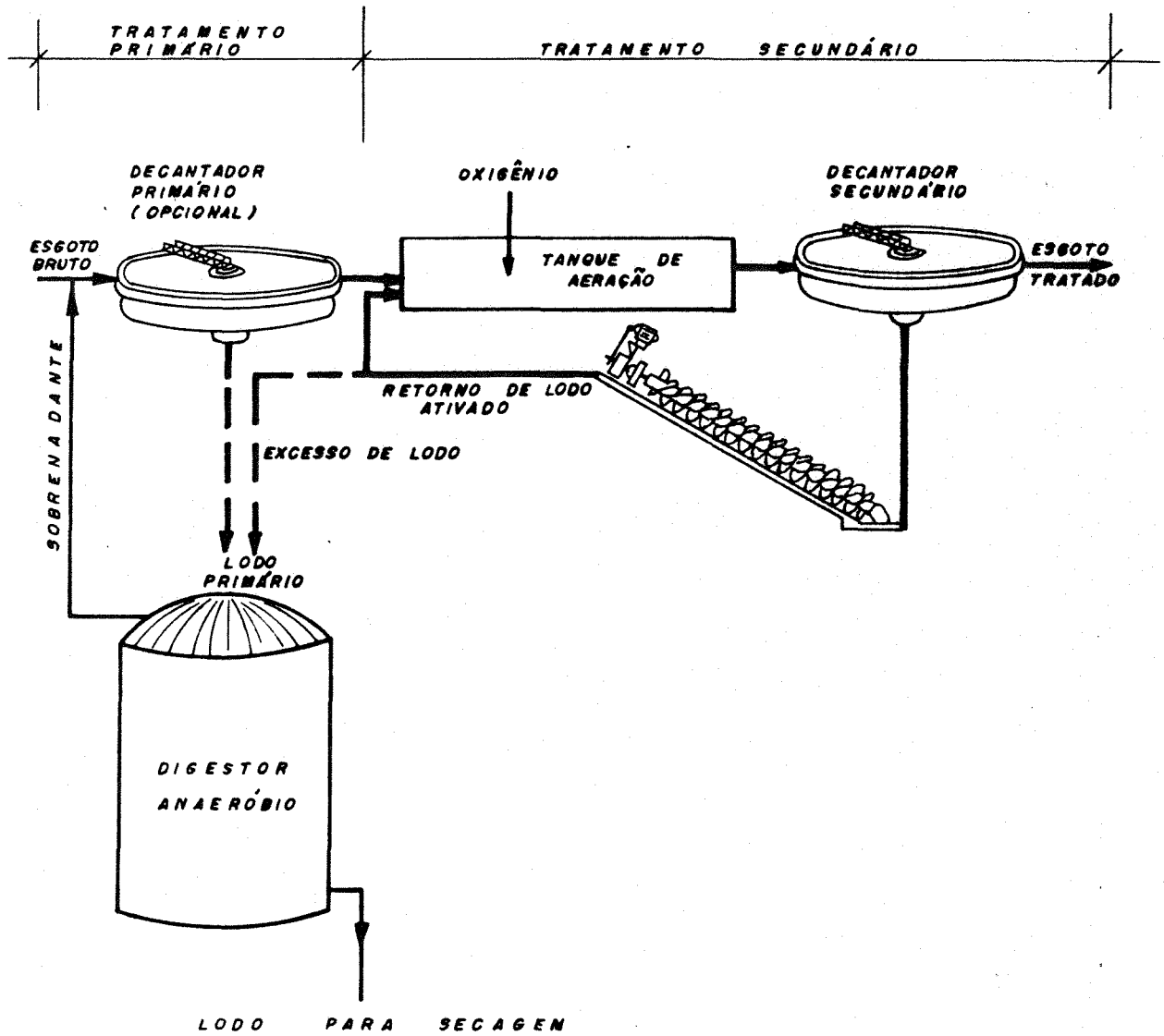


Fig.2.1 - Diagrama do processo do lodo ativado convencional.

tese do material orgânico restante a novas células de microorganismos. De acordo com McKINNEY (1962), um terço da matéria orgânica é oxidada para energia nesta primeira fase inicial, enquanto os dois terços restantes são sintetizados em novas células. Na segunda fase, chamada de respiração endógena, as novas células formadas são auto-oxidadas tendo como produto final, CO_2 , H_2O e um resíduo orgânico biologicamente inerte. Esta etapa reduz a quantidade de lodo biológico a um nível mínimo (PFEFFER, 1966).

O grau de oxidação completo depende sobretudo da disnobilidade de alimento (matéria orgânica) e do tempo que as bactérias dispõem para metabolizar este alimento. Portanto, se existe um substancial excesso de alimento disponível, isto é, uma alta relação alimento-microorganismos, a fase endógena é, praticamente, inexistente. As bactérias crescem na fase de crescimento logarítmico e o equivalente (em oxigênio) de lodo biológico produzido no processo seria teoricamente igual a dois terços da DBO última removida. Reciprocamente, se o alimento for um fator limitante, ou seja, uma baixa relação alimento-microorganismos, a fase endógena predominará com uma quantidade mínima de lodo biológico sendo produzida (PFEFFER, 1966).

Esta é uma maneira em que uma distinção, entre as várias variantes do processo do lodo ativado, pode ser feita. O mecanismo básico é o mesmo para todos, sendo, somente, a relação entre a quantidade de síntese e respiração endógena que as diferencia (PFEFFER, 1966). A variante do processo de lodos ativados que opera em baixas relações alimento-microorganismos denomina-se aeração prolongada.

2.2.2. Variante por aeração prolongada

O tratamento por aeração prolongada é uma variante do processo de lodos ativados, operado com baixas cargas, com longos períodos de aeração e altos níveis de Sólidos Suspensos

Totais (SST) no tanque de aeração. Tem crescido em popularidade porque requer pequeno controle operacional, produz menos excesso de lodo e, na maioria das vezes, apresenta boa remoção de DBO (LUDZACK, 1965).

Estas instalações são, geralmente, projetadas sem decantador primário e empregam "períodos de aeração prolongada" com o propósito de mineralizar, aerobicamente, a maior parte do lodo biológico produzido. Portanto, com este tipo de concepção, o uso de instalações para digestão do lodo são dispensáveis (McCARTY & BRODERSEN, 1962).

Assim, o processo de aeração prolongada contém apenas um tanque de aeração e um tanque de sedimentação; a figura 2.2 apresenta um diagrama esquemático do processo por aeração prolongada.

O alto nível de sólidos junto com as pequenas cargas produzem um lodo cujas características de sedimentação são muito boas; o índice de volume do lodo (IVL) é normalmente menor do que $100 \text{ cm}^3/\text{g}$. Isto resulta da pequena fração de sólidos ativos e da elevada fração de sólidos inertes, o que implica num aumento da sua densidade (PFEFFER, 1966).

Segundo RAMALHO (1977), as principais características que diferenciam os processos de lodo ativado convencional e por aeração prolongada são apresentadas na tabela 2.1.

Analisando a tabela 2.1, observamos o maior consumo de oxigênio no processo por aeração prolongada. Para tratamento de esgotos domésticos, Pasveer relata para a aeração prolongada um consumo de oxigênio duas vezes o consumo do processo de lodos ativados convencional, a saber, $18 \times 9 \text{ kWh per capita-ano}$ (RAMALHO, 1977). Também, como a quantidade de lodo e o tempo de aeração são maiores na aeração prolongada, o volume do tanque de aeração será maior.

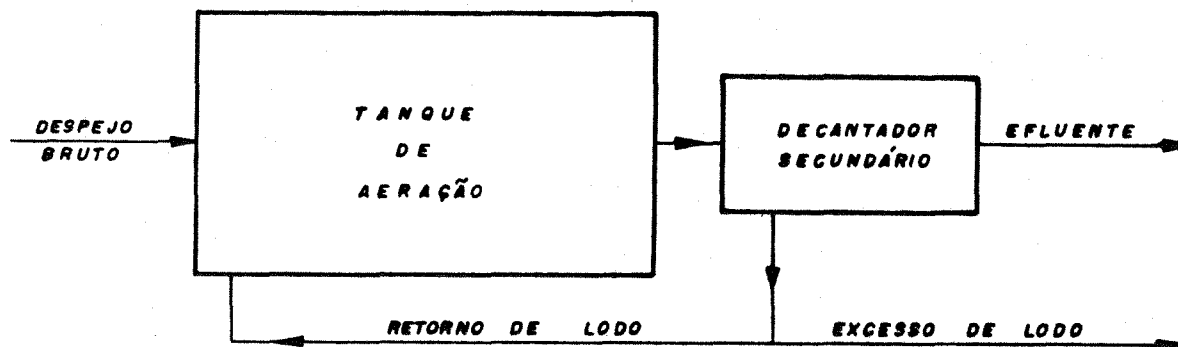


Fig. 2.2 - Diagrama esquemático do processo de lodo ativado por aeração prolongada (FERREIRA, 1981; PFEFFER, 1966).

TABELA 2.1 - Comparação entre os processos de lodo ativado convencional e por aeração prolongada (RAMALHO, 1977)

CARACTERÍSTICAS	LODO ATIVADO CONVENCIONAL	AERAÇÃO PROLONGADA
Relação Alimento-Microorganismos ($\frac{\text{gDBO}_5}{\text{gSSV} \cdot \text{dia}}$)	0,3 - 0,7	0,10 - 0,25
Concentração de SSV no Reator (mg/l)	2000 - 4000	3500 - 5000
Eficiência na Remoção de DBO ₅ Total (%)	90 - 95	85 - 98
<u>Características do Efluente:</u>		
DBO ₅ Solúvel (mg/l)	10 - 20	10 - 20
DBO ₅ Total (mg/l)	15 - 25	20 - 40
Sólidos Suspensos (mg/l)	<20	<70
Produção de Lodo ($\frac{\text{gSSV}}{\text{gDBO}_5 \text{ rem.}}$)	≈ 0,3	≈ 0,1
O ₂ requerido (% DBO ₅ rem.) (gO ₂ /g DEC ₅ ren)	90 - 95	120

2.2.3. Nitrificação e desnitrificação biológica

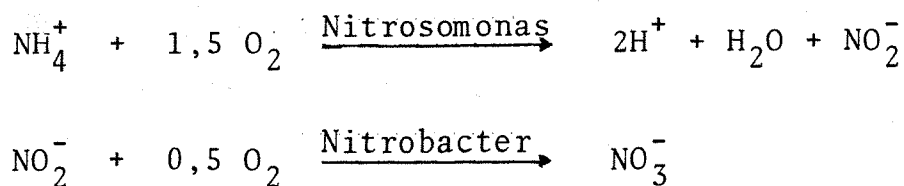
Uma das principais ocorrências relacionadas com sistemas de tratamento de esgotos por aeração prolongada é a Nitrificação, ou seja, a conversão de nitrogênio amoniacal em nitritos e nitratos. Isto ocorre principalmente porque uma grande quantidade de ar e baixas cargas orgânicas normalmente usadas favorecem o desenvolvimento de bactérias nitrificantes (McCARTY & BRODERSEN, 1962).

Existem duas formas principais de nitrogênio amoniacal: a forma de amônia livre (NH_3) e combinada (radical NH_4^+), sendo a divisão fracional entre elas função somente do pH. Quando estes compostos de nitrogênio combinam-se a uma cadeia de carbono, formando um composto orgânico, denominamos nitrogênio orgânico (MARAIS & EKAMA, 1976).

O teste de laboratório denominado NTK (nitrogênio Total Kjeldahl) mede a concentração total de nitrogênio, seja orgânico, seja amoniacal. A concentração de Nitrogênio orgânico pode ser obtida por diferença.

A necessidade de se remover total ou parcialmente os compostos de nitrogênio, ou transformá-los em outros compostos, dependerá das condições do corpo receptor.

O processo de nitrificação biológica se perfaz em dois estágios. No primeiro, os microorganismos denominados Nitrosomonas transformam o nitrogênio amoniacal em nitrogênio de nitritos. No segundo, os microorganismos denominados Nitrobacter transformam os nitritos em nitratos. Simplificadamente, podemos representar estas reações como:



Estas relações são importantes pois permitem avaliar a quantidade de oxigênio necessária em um processo no qual se pretende atingir a nitrificação.

Um aspecto importante é o efeito da nitrificação na medida da DBO efluente e avaliação da eficiência da operação.

Amostras de efluentes, tomadas de sistemas de lodo ativado, onde a nitrificação é elevada, mostram valores de DBO mais elevados em relação aos que seriam causados pela demanda carbonácea isoladamente. Isto deve-se aos organismos nitrificantes presentes nestes efluentes, os quais fazem a nitrificação ocorrer imediatamente no teste de DBO e não, como seria de se esperar, em torno do 10º dia (McCARTY & BRODERSEN, 1962).

Ao contrário da nitrificação, que somente é promovida por organismos específicos, diversas espécies bacterianas são capazes de efetuar a desnitrificação, entre as quais citam-se organismos do gênero *Pseudomonas*, *Micrococcus* e *Archromobacter*; cerca de 10 a 30% dos organismos normalmente presentes no TA são capazes de promover a desnitrificação.

A desnitrificação biológica se efetua em dois estágios. No primeiro, os nitratos são reduzidos a nitritos, os quais, em um segundo estágio, reduzem-se a nitrogênio gasoso. A desnitrificação biológica é um processo bioquímico que apenas se efetua em condições anóxicas, ou seja, o oxigênio livre inibe o processo.

Uma câmara anóxica é um tanque, ou um trecho de um tanque, no qual o líquido é mantido em movimento, para impedir a sedimentação da biomassa, mas onde não há introdução de oxigênio. Como o consumo de oxigênio é contínuo, o teor de OD cairá rapidamente a zero ou a um nível próximo de zero, mantendo-se assim as condições anóxicas.

Isto pode ser conseguido pela substituição dos dispo

sitivos de aeração por misturadores, em uma parte do TA ou, também, nos reatores biológicos denominados valos de oxidação, especialmente aqueles ditos de fluxo orbital, onde a própria configuração do reator cria condições propícias à formação de uma câmara no interior do próprio valo (CORSAN - CURSO I).

2.3. DESENVOLVIMENTO DA TEORIA EMPREGADA NO DIMENSIONAMENTO DO PROCESSO

O procedimento empírico de dimensionamento baseado no tempo de aeração ou tempo de retenção hidráulica inicialmente utilizado, foi sendo gradualmente abandonado na medida em que se percebeu a importância da carga orgânica do esgoto afluyente, como substrato (alimento) para os microorganismos atuantes no processo. Desenvolveu-se, então, a partir desta constatação, o critério de dimensionamento pela "taxa de aplicação volumétrica", ou seja, massa de substrato afluentes aplicável à unidade de volume do TA em um certo período.

Entretanto, este critério não considerava a quantidade de microorganismos que iria se utilizar daquele substrato como alimento. Como os microorganismos presentes são "os responsáveis" pelo tratamento dos esgotos, constatou-se ser necessário a determinação da concentração destes microorganismos e, para tal, admitiu-se que a concentração de microorganismos fosse representada pela concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração, SSTA.

Em sequência, desenvolveu-se o conceito "taxa de aplicação sobre o lodo", isto é, massa de substrato afluyente aplicável a unidade de massa de lodo ativado e, por conseguinte, um critério de dimensionamento do tanque de aeração, arbitrando-se a concentração de sólidos em suspensão desejada no tanque de aeração.

As observações e o conhecimento do processo revela-

ram, contudo, que os SSTA não representavam com acuidade a concentração de microorganismos, por constituírem-se não apenas por células de organismos ativos, como também por outras substâncias em suspensão, introduzidas no sistema juntamente com o esgoto efluente.

Verificou-se, através de extensas pesquisas, que 90% da matéria sólida dos microorganismos que constituem o lodo ativado, apresenta-se sob a forma volátil. Assim, considerou-se uma aproximação razoável admitir que a concentração de sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração (SSVTA) espelha a concentração de microorganismos que participam do processo.

Surgiu, assim, o conceito de "fator de carga", ou seja, a massa de substrato afluente aplicável, na unidade de tempo, ã massa de microorganismos presentes no TA, representa dos pelos sólidos em suspensão voláteis SSVTA (CORSAN-CURSO I).

2.3.1. Parâmetros de dimensionamento e operação

Atualmente, dois parâmetros operacionais têm sido comumente usados no dimensionamento e controle do processo do lodo ativado. O primeiro é conhecido como "relação alimento-microorganismos" ou "taxa de utilização do substrato". O segundo é designado como "idade do lodo" ou "tempo de detenção dos sólidos". Estes dois parâmetros se correlacionam de tal forma que a fixação do valor de um implicará na fixação do outro. A escolha de um deles para o dimensionamento do processo deve ser feita sobretudo em função das condições de operação do sistema. Adiante, serão comparadas as vantagens de ambas as técnicas de dimensionamento e controle (FERREIRA, 1981).

2.3.1.1. Relação alimento-microorganismos

A relação alimento-microorganismos provém do conceito de fator de carga definido anteriormente. Para tanto considerou-se uma melhor avaliação na massa de substrato, usando-se não simplesmente, a massa de substrato afluente, mas, sim, a quantidade de substrato efetivamente utilizada pelos microorganismos. Portanto, devemos levar em conta a massa de substrato efluente do sistema, a qual não é utilizada.

Assim, o substrato utilizado pode ser avaliado através de um balanço entre a carga orgânica afluente e efluente (DBO ou DQO), e a massa do substrato utilizado, na unidade de tempo, será: (6)

$$\frac{\Delta MS}{\Delta t} = Q (S_i - S) \quad (1)$$

onde: $\frac{\Delta MS}{\Delta t}$ = variação da massa de substrato na unidade de tempo;

Q = vazão afluente (m^3/dia);

S_i = concentração de substrato no afluente (g/m^3);

S = concentração de substrato no TA e no afluente (g/m^3).

A massa de microorganismos é geralmente representada pela massa de sólidos suspensos voláteis no TA.

$$M(\text{SSVTA}) = X_v \cdot V \quad (2)$$

onde: X_v = concentração de SSV no TA (g/m^3);

V = volume do TA (m^3).

Desta forma, a relação alimento-microorganismos, que exprime a massa de substrato na unidade de tempo pela massa de microorganismos presentes no TA, pode ser expressa por:

$$\frac{F}{M} = \frac{Q(S_i - S)}{X_v \cdot V} \quad (3)$$

onde: $\frac{F}{M}$ = relação alimento-microorganismos (DIA^{-1}).

Assim, conhecidas a vazão afluente Q e a carga orgânica S_i , determinada a eficiência desejada para o sistema (que fornecerá o valor de S), arbitrado o valor de X_v e escolhido o valor de $\frac{F}{M}$, de acordo com a variante que se deseja, pode-se calcular o valor de V através da equação (3).

O dimensionamento de um tanque de aeração para lodos ativados pelo critério da relação alimento-microorganismos, pressupõe que tanto a vazão média afluente como a concentração de substrato afluente não irão variar consideravelmente ao longo do tempo. O controle do sistema consistirá em manter a concentração de SSVTA tanto quanto possível próximo do valor do projeto. A manutenção dos SSVTA em torno de um valor constante manterá constante o valor de $\frac{F}{M}$, fixando, assim, o valor da concentração de substrato no afluente, atingindo-se, então, a eficiência do projeto.

Um sistema em operação contínua tende a aumentar a sua concentração de SSVTA, isto porque os microorganismos presentes no TA, recebendo constantemente uma certa massa de substrato trazida pelo esgoto afluente, tenderão a se multiplicar na razão direta da massa de alimento utilizada, implicando, portanto, na tendência para um aumento constante de concentração; para mantermos constante a concentração de SSVTA deveremos descartar periodicamente, uma certa massa de SSV, que se dá o nome de "excesso de lodo" (CORSAN - CURSO I).

A formação de excesso do lodo é proporcional à massa de substrato utilizada. Sistemas que operam com elevadas relações $\frac{F}{M}$ tendem a formar uma massa de excesso de lodo proporcionalmente maior do que sistemas que operam em valores mais baixos

deste parâmetro. A produção de excesso de lodo pode ser avaliada pelo acréscimo do valor de X_v em um dado período (FERREIRA, 1981).

Normalmente, este descarte se dá através da linha de recirculação do lodo. Isso porque o lodo aí se encontra com a concentração de sólidos em suspensão voláteis obtidas no fundo do decantador secundário, o que redundará em um menor volume a ser descartado (DA RIN, 1977).

2.3.1.2. Idade do lodo

A necessidade da retirada periódica do excesso de lodo produzido no TA veio dar origem a um novo conceito, ou parâmetro de projeto, baseado na relação entre a massa de lodo ativado presente no TA e a massa do lodo em excesso removida diariamente.

Se a cada dia se remove do sistema uma certa massa de excesso de lodo, a relação entre a massa total no tanque de aeração e a massa removida diariamente dá o tempo médio, em dias, que uma partícula de lodo permanece no sistema.

Define-se o parâmetro "idade do lodo", ou "tempo Médio de Residência Celular" (θ_c) como a relação entre a massa total de microorganismos presentes no TA e a massa de microorganismos descartada em cada intervalo de tempo, usualmente, um dia.

O excesso de lodo é, geralmente, removido da linha de recirculação de lodos. Para tanto, é necessário conhecer-se a concentração de SSV no TA (X_v) para determinarmos a massa total de lodo contida no TA e, dependendo da idade do lodo, a parcela desta massa a ser removida. Entretanto, como o excesso de lodo é removido pela linha de recirculação, precisamos conhecer a concentração de SSV no lodo recirculado, a qual é diferente

da concentração de SSV no TA. Assim, necessita-se da determinação em laboratório de dois valores de SSV, com as imprecisões inerentes aos métodos usuais em laboratório.

Presuma-se, entretanto, que se deseje controlar a idade do lodo através da remoção do excesso diretamente do TA. Neste caso, como o conteúdo do TA é homogêneo, a remoção de uma dada fração de volume do líquido contido no TA, corresponderá à remoção da mesma fração de tudo o que é contido no TA, inclusive, evidentemente, dos SSVTA. Assim, por exemplo, para manter a idade do lodo em 15 dias, bastaria remover um volume de líquido do TA correspondente a 1/15 do volume total; a determinação deste volume seria a única atividade necessária ao controle de θ_c , a qual pode ser expressa por:

$$\theta_c = \frac{X_v \cdot V}{X_v \cdot v} = \frac{V}{v} \quad (4)$$

onde:

θ_c = idade do lodo (Dia);

X_v = concentração de sólidos suspensos voláteis no TA (g/m^3);

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

v = volume diário de lodo descartado (m^3/dia).

Isto quer dizer que a idade do lodo expressa em dias, em valor absoluto, é igual à relação entre o volume do TA e o volume descartado diariamente do TA. Portanto, para que se mantenha fixa a idade do lodo de um processo, basta que se retire todos os dias do TA um certo volume de líquido sob aeração, tal que a relação entre este volume descartado e o volume do TA seja numericamente igual ao inverso da idade do lodo expressa em dias (DA RIN, 1977).

Conforme foi mencionado anteriormente, elevadas relações $\frac{F}{M}$ correspondem a elevada produção de excesso de lodo, portanto a pequenas idades do lodo, e vice-versa. Se for deter-

minada a exata natureza desta correlação, poder-se-á substituir o controle do processo através da relação $\frac{F}{M}$, pelo controle através da idade do lodo, o que introduzirá uma evidente simplificação, pois eliminará a necessidade da determinação em laboratório das concentrações de SSV no TA e no retorno de lodo (DA RIN, 1977).

Para determinar a exata natureza desta correlação, de forma a utilizá-la para o dimensionamento e controle de sistemas de lodo ativado, utiliza-se o conhecimento da natureza dos microorganismos intervenientes no processo e a forma e a rapidez com que se reproduzem e utilizam o substrato orgânico como fonte de energia (CORSAN - CURSO I).

Os conceitos sobre os quais se alicerçam estes conhecimentos baseiam-se na curva clássica de crescimento bacteriano, na cinética de utilização de substrato estabelecida por MONOD, na cinética proposta por MCKINNEY para o processo de lodos ativados em mistura completa, nas investigações experimentais realizadas por ECKENFELDER e nos estudos teóricos desenvolvidos por LAWRENCE & MCCARTHY, em 1970, e MARAIS, em 1975.

2.3.2. Modelos matemáticos do processo

O desenvolvimento apresentado a seguir baseia-se no trabalho realizado por MARAIS & EKAMA (1975), o qual reúne a teoria do processo de lodo ativado. Outras referências - CORSAN - CURSO I, DA RIN (1977) e FERREIRA (1981) - citadas neste trabalho, também são fundamentadas no trabalho desenvolvido por MARAIS & EKAMA (1975).

Dois fenômenos básicos devem ser analisados para formulação de um modelo matemático para o processo de lodos ativados.

A cinética, ou "velocidade", de utilização do substrato orgânico pela biomassa presente e a cinética da reprodu-

ção desta biomassa.

Ambos os fenômenos, isoladamente, podem ser utilizados como base para a formulação do modelo, sendo que ambas as técnicas resultam em modelos válidos e formalmente idênticos, embora conceitualmente existam diferenças básicas entre eles.

2.3.2.1. Cinética do crescimento bacteriano e de utilização do substrato

Em geral as bactérias se reproduzem assexuadamente, por cissiparidade. O volume original da célula se expande, forma-se uma constricção na parte média da célula, gerando dois "compartimentos" que permanecem aderidos por algum tempo, separando-se a seguir para constituírem duas novas células. É conceitualmente importante notar que crescimento bacteriano significa aumento do número de organismos e não do tamanho do organismo.

A curva de crescimento bacteriano nasce da observação da variação da quantidade de organismos de uma cultura pura inoculada em um meio no qual existe um substrato orgânico que lhes sirva de alimento, em condições ambientais favoráveis. A concentração do substrato decresce na medida em que o mesmo é consumido pelos organismos e a correlação entre o logaritmo do número de organismos observados com o tempo, fornecerá a curva de crescimento (Figura 2.3). Esta curva se desdobra em sete fases:

1 - Latência: fase inicial na qual o número de organismos inoculados não sofre alteração (taxa de crescimento nula). Os organismos se adaptam às novas condições ambientais.

2 - Lag Fase ou Fase de Aceleração: o número de organismos aumenta, paulatinamente e de forma crescente (a taxa de crescimento aumenta com o tempo; a curva se inflete para o

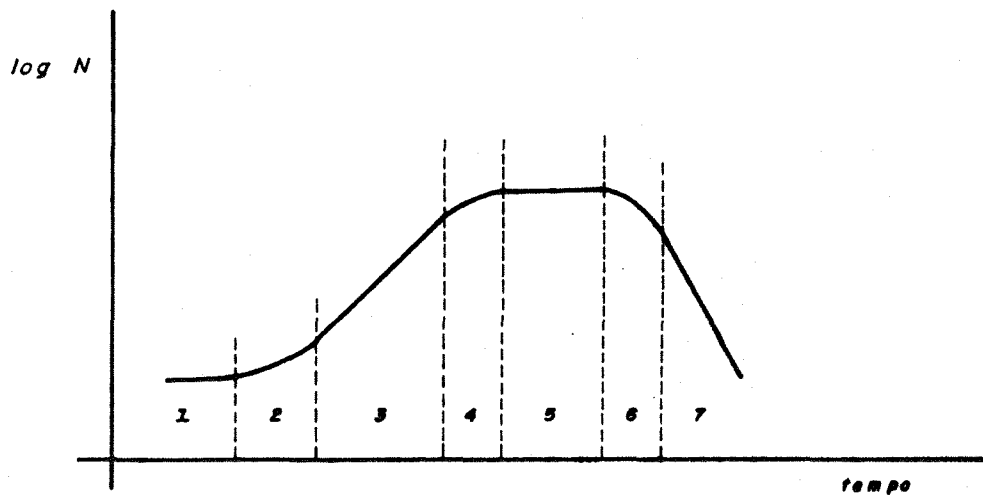


Fig. 2.3 - Curva de crescimento bacteriano.

alto). Os organismos vão se aclimatando às novas condições ambientais e iniciam seu processo de reprodução.

3 - Log Fase ou Fase de Crescimento Logarítmico: o número de organismos aumenta geometricamente ao longo do tempo (a taxa de crescimento atinge o seu valor máximo, constante; a curva assume a forma de um segmento de reta inclinado para o alto). Todos os organismos já se aclimataram e passam a se reproduzir. O substrato existe em elevada concentração, visto que o número de organismos, inicialmente pequeno, ainda não o consumiu em quantidade apreciável. As condições ambientais sendo favoráveis, o único fator limitante do crescimento é o tempo de geração.

4 - Fase de Retardamento: o número de organismos, já muito elevado, continua a crescer, porém mais lentamente (a taxa de crescimento passa a decrescer; a curva se inflete, tendendo para a direção horizontal). A concentração de substrato se reduziu à medida que cresceu o número de organismos. A disponibilidade de substrato passa a ser o fator limitante do cresci

mento, que ainda se dá, porém a velocidades cada vez menores.

5 - Fase Estacionária: o número de organismos não se altera (a taxa de crescimento é nula; a curva assume o aspecto de um segmento de reta horizontal). A quantidade disponível de substrato atinge a níveis extremamente baixos. Os organismos, dispondo de pouco material para síntese de novas células, diminuem o ritmo de reprodução e passam a se utilizar do substrato principalmente para a produção de energia para a manutenção da vida.

6 - Fase de Declínio: o número de organismos passa a diminuir, lentamente a princípio, mais rapidamente após (a taxa de crescimento é negativa e cresce em valor absoluto; a curva de crescimento passa a infletir para baixo). A disponibilidade de substrato está praticamente esgotada.

7 - Fase de Respiração Endógena ou Morte Logarítmica: o número de organismos decresce geometricamente (a taxa de crescimento negativa atinge ao seu valor máximo absoluto; a curva se mostra como um segmento de reta inclinado para baixo). Esgotado o substrato disponível, os organismos passam a metabolizar seu próprio material celular.

A curva de crescimento bacteriano acima descrita fornece uma avaliação da variação do número de organismos ao longo do tempo. Tal variação foi observada em um processo em "batelada", ou seja, onde não houve adição de novas quantidades de substrato além da inicial.

O tratamento de esgotos por lodos ativados é um processo contínuo, onde o substrato é constantemente introduzido no sistema, enquanto se procede à retirada periódica de um certo número de organismos. Assim, temos a existência de organismos em um meio de concentração de substrato razoavelmente constante, com a existência concomitante de diversas fases da curva de crescimento vista anteriormente. A maior influência de uma

ou outra fase dependerá da massa de substrato introduzida ao longo do tempo relativa ao número de organismos, ou seja, da própria relação alimento-microorganismos.

A cinética do crescimento bacteriano parte das observações de MONOD (1949), relacionando a taxa de crescimento de culturas bacterianas com a concentração de um nutriente limitante.

Utilizando-se de um método de cultura contínua, introduz-se, em um reator biológico, uma solução de substâncias nutrientes, que contém em excesso todas as substâncias necessárias ao metabolismo da cultura, exceto uma, cuja concentração é proporcionalmente mais baixa. A taxa de crescimento irá crescer enquanto houver nutrientes em abundância, com o conseqüente aumento da concentração de organismos e diminuição da concentração de nutrientes, particularmente do nutriente limitante; isto ocorrerá até um ponto em que será atingido o equilíbrio. A partir desse momento, não somente a concentração de organismos se manterá constante, como também será constante a concentração do nutriente limitante no reator. A taxa de crescimento pode, então, ser estabelecida, uma vez que se conhece a massa de organismos no reator e a massa de organismos produzida ao longo do tempo (produto da concentração de organismos no reator pela vazão removida).

A taxa de crescimento específica " μ " pode ser expressa por:

$$\mu = \frac{(\Delta X_a / \Delta t)_s}{X_a} \quad (\text{Dia}^{-1}) \quad (5)$$

onde:

$(\Delta X_a / \Delta t)_s$ = variação da concentração de organismos no reator devido a síntese de material celular;

Δt = intervalo de tempo;

X_a = concentração de organismos ativos no reator.

As experiências de MONOD (1949) demonstraram que a taxa de crescimento específico depende da concentração do nutriente limitante, e que essa variação pode ser expressa por uma função hiperbólica conforme figura 2.4.

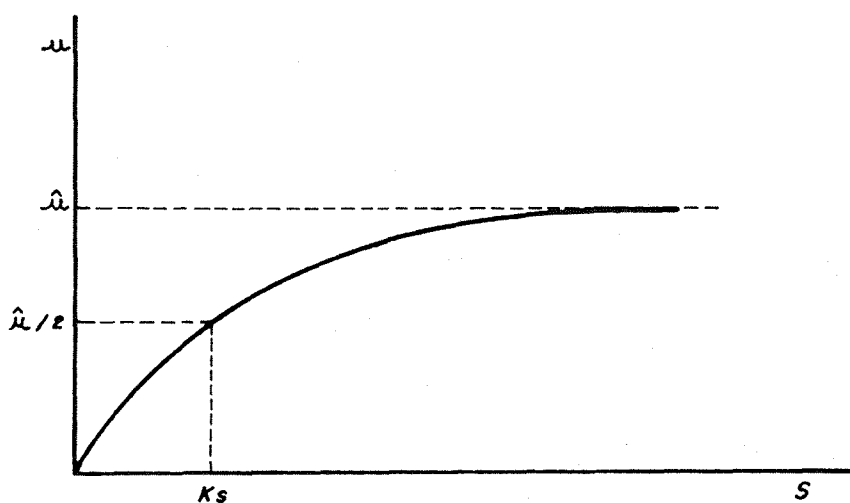


Fig. 2.4 - Variação da taxa de crescimento específico.

A curva acima é representada pela relação:

$$\mu = \frac{(\Delta X_a / \Delta t) s}{X_a} = \frac{\hat{\mu} \cdot S}{K_s + S} \quad (\text{Dia}^{-1}) \quad (6)$$

onde:

μ = taxa de crescimento específico relativa a concentração S ;

$\hat{\mu}$ = taxa de crescimento específico máxima;

K_s = concentração de substrato (nutriente limitante) para a qual $\mu = \hat{\mu}/2$ (constante de saturação);

S = concentração do substrato (nutriente limitante).

O exame da curva demonstra que a taxa de crescimento específico tende, assintoticamente, para um valor máximo que é uma constante do sistema.

A expressão (equação 6) apresentada por MONOD (1949), embora desenvolvida para as condições de laboratório descritas, tem se mostrado exequível para aplicação na análise do processo de lodos ativados, onde a biota é constituída por culturas heterogêneas e o substrato é extremamente complexo, oferecendo resultados perfeitamente consistentes com a teoria.

Entretanto, na avaliação da variação da massa de organismos, devemos levar em conta o desaparecimento de material celular devido a respiração endógena. Esta variação pode ser expressa por:

$$\frac{\Delta X_a}{\Delta t} = \left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_s - \left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_e \quad (7)$$

onde:

$\Delta X_a/\Delta t$ = variação "líquida" da concentração de organismos no reator;

$(\Delta X_a/\Delta t)_s$ = variação da concentração de organismos no reator devido à síntese de material celular;

$(\Delta X_a/\Delta t)_e$ = variação da concentração de organismos no reator devido ao consumo de material celular por respiração endógena.

Admite-se que o consumo de material celular por respiração endógena é constante em intervalos iguais, e não depende da concentração de substrato no reator, mas apenas da concentração de organismos; experiências práticas têm demonstrado a validade desta hipótese. Assim sendo, o decréscimo de material celular no reator devido à respiração endógena pode ser expresso por:

$$\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_e = b \cdot X_a \quad (8)$$

onde:

b = taxa específica de respiração endógena (fração da massa de organismos presentes, destruída por respiração endógena ao longo do intervalo Δt).

Da equação (6) obtém-se:

$$\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_s = \mu \cdot X_a = \frac{\hat{\mu} \cdot S}{K_s + S} \cdot X_a \quad (9)$$

Entrando com os valores de $\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_s$ (equação 9) e $\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_e$ (equação 8) na equação (7), tem-se:

$$\frac{\Delta X_a}{\Delta t} = \frac{\hat{\mu} \cdot S}{K_s + S} \cdot X_a - b \cdot X_a \quad (10)$$

A equação (10) expressa o modelo matemático de acumulação de organismos ativos no reator biológico dos lodos ativados.

Conforme exposto no início do item 2.3.1, a outra técnica para formulações do modelo matemático para os lodos ativados baseia-se na cinética de utilização do substrato pelos organismos intervenientes, ou seja, conhecer com que "velocidade" os organismos consomem o substrato orgânico disponível, e de que depende este fenômeno. Para tanto, procurou-se correlacionar a "velocidade" de remoção do substrato, ou seja, a variação (de crêscimo) da concentração de um substrato ao longo do tempo, quando consumido por uma certa quantidade de microorganismos ativos em uma concentração X_a , em meios com diversas concentrações de substrato (S). A observação pode ser feita em reatores de laboratório, nos quais se introduz um substrato orgânico que é consumido por uma certa massa de organismos. Pode-se, então, relacionar a concentração de substrato (S) no reator, com a variação da

concentração do substrato ao longo do tempo, referida a concentração de organismos presentes. O significado físico da taxa específica de remoção do substrato pode ser entendido como a "velocidade" com que cada organismo (ou a unidade de massa de organismos) consome o substrato.

A correlação da taxa específica de remoção de substrato com a concentração de substrato presente no reator é expressa por uma função hiperbólica, conforme figura 2.5.

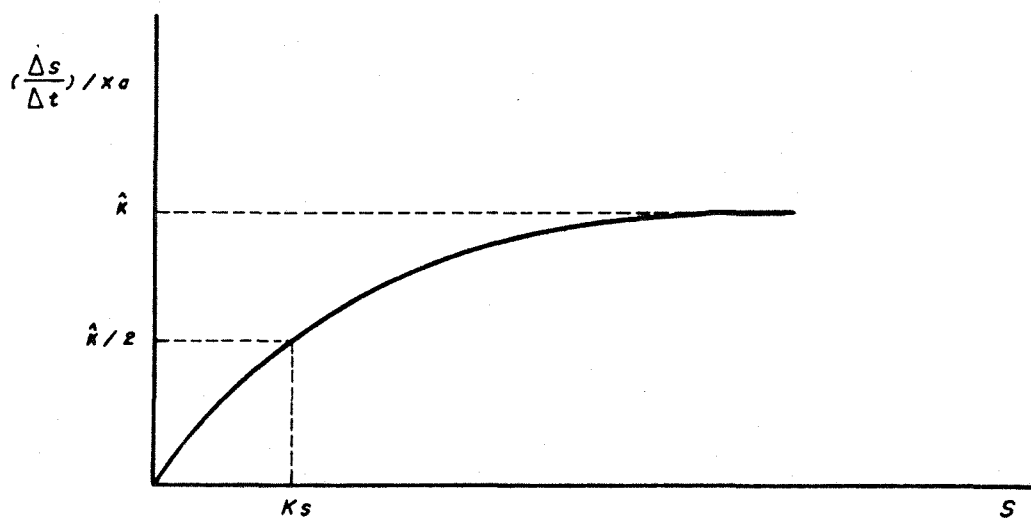


Fig. 2.5 - Variação da taxa específica de remoção de substrato.

A curva da figura é representada pela relação:

$$\frac{\Delta S/\Delta t}{X_a} = \frac{\hat{K} \cdot S}{K_s + S} \quad (\text{Dia}^{-1}) \quad (11)$$

onde:

$\frac{\Delta S/\Delta t}{X_a}$ = taxa específica de remoção de substrato;

\hat{K} = taxa específica máxima de remoção de substrato;

K_s = concentração do substrato para a qual a taxa específica de remoção de substrato é igual a $\hat{K}/2$.

A semelhança entre as figuras 2.4 e 2.5 bem como das relações (6) e (11), evidentemente não é casual, porém devida ao próprio mecanismo da utilização de um substrato orgânico no metabolismo bacteriano.

Conforme já foi visto no item 2.2.1. deste estudo, o processo metabólico de organismos aeróbios em contato com um substrato bio-degradável pode ser entendido, simplifadamente, como:

a - O substrato é removido do meio para o interior do organismo e armazenado sob a forma de energia. Parte da energia armazenada é utilizada para formação (síntese) de material celular, através de uma série de reações bioquímicas complexas. Ao processo de síntese de material celular denomina-se anabolismo.

b - Simultaneamente à fase de síntese, mas independente dela, ocorre um consumo de massa celular viva para fornecimento de energia necessária à manutenção das células, chamado respiração endógena. Entretanto, nem toda esta massa celular viva é biodegradável; cerca de 20% da fração orgânica do material celular não pode ser usado como fonte de energia, ao qual denomina-se de resíduo endógeno. O processo de produção de energia pela oxidação do material celular, denomina-se catabolismo.

Para uma população particular de organismos e um determinado substrato, a fração deste substrato convertido (sintetizado) em material celular, assume um valor aproximadamente constante. Este valor constante, representado por Y, denomina-se coeficiente de produção (de lodo), e pode ser definido como a massa de material celular sintetizada a partir da utilização de uma unidade de substrato. A seguinte equação pode ser, então, formulada:

$$(\Delta X_a)_s = Y \cdot \Delta S \quad (12)$$

Considerando a variação ao longo do tempo, ficamos com

$$(\Delta X_a / \Delta t)_s = Y \cdot \frac{\Delta S}{\Delta t} \quad (13)$$

A equação (13) representa o elo de ligação entre o substrato utilizado e material celular sintetizado, permitindo correlacionar as equações (7) e (11) gerando um modelo matemático para o processo de lodos ativados que leve em conta tanto a utilização de substrato quanto a produção de excesso de lodo.

Assim, combinando as equações (11) e (13), temos

$$\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_s = Y \frac{\hat{K} \cdot S}{K_s + S} \cdot X_a = Y \cdot \frac{\Delta S}{\Delta t} \quad (14)$$

Desta forma, entrando com o valor acima (14) e a equação (8), na equação (7) ficamos com:

$$\frac{\Delta X_a}{\Delta t} = Y \frac{\Delta S}{\Delta t} - b \cdot X_a \quad (15)$$

As concentrações podem ser transformadas em massa, por se tratar de um sistema de volume constante, através de multiplicação dos três termos da equação (15) pelo volume do reator (V). Assim, ficamos com:

$$\frac{\Delta M X_a}{\Delta t} = Y \frac{\Delta M S}{\Delta t} - b \cdot M X_a \quad (16)$$

É considerada válida na maioria dos casos, a aproximação do valor $M X_a$ igual à massa de SSVTA, ou seja, $M X_v$. Substituindo $M X_a$ por $M X_v$ e dividindo a equação (16) por esse valor, temos:

$$\frac{\Delta M X_v / \Delta t}{M X_v} = Y \frac{\Delta M S / \Delta t}{M X_v} - b \quad (17)$$

Levando em conta as definições de idade do lodo e a relação alimento-microorganismos, teremos:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \cdot \frac{F}{M} - b \quad (18)$$

ou

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \cdot U - b \quad (18)$$

A equação (18) representa a correlação, referida no item 2.3.1.2, entre os dois parâmetros básicos de dimensionamento e operação do processo, a idade do lodo (θ_c) e a relação alimento-microorganismos (U ou F/M).

O coeficiente de produção de lodo e a taxa específica de respiração endógena são constantes específicas da população de microorganismos e do substrato utilizado. Assim, para um dado sistema, a fixação de qualquer um dos parâmetros, θ_c ou F/M, implica na fixação do outro, o que torna indiferente a adoção de um outro do ponto de vista da teoria do processo. O processo poderá ser controlado seja pela manutenção de F/M em um valor desejado, através de um descarte do excesso de lodo tal que a concentração X_v seja mantida constante, ou pela fixação de um dado θ_c pela remoção de uma fração constante da massa de lodo presente no TA, caso em que, X_v se auto-ajustará.

Conforme vimos, o desenvolvimento matemático estabelecido até aqui foi formulado sobre considerações independentes.

A taxa de crescimento específico (μ), equação (5) e a taxa específica de utilização do substrato, equação (11), demonstram haver uma proporcionalidade entre os dois fenômenos, da qual resultou a definição do parâmetro Y, chamado coeficiente de produção. Como é óbvio, as constantes envolvidas nas e-

quações (6) e (11) se interrelacionam. Como a produção de material celular é proporcional à utilização de substrato (equação 12), a taxa de crescimento específico máxima $\hat{\mu}$ corresponderá à taxa específica máxima de remoção do substrato \hat{K} , posto que uma fração constante de substrato é transformada em material celular. A comparação das equações (6) e (14) nos dá:

$$\hat{\mu} = Y \cdot \hat{K} \quad (19)$$

Considerada a proporção fixa entre taxa de crescimento específico e taxa específica de remoção de substrato, o valor de K_s será idêntico nas equações (6) e (11).

O modelo cinético apresentado é geral e válido para toda faixa de variação da concentração de substrato. Entretanto, é possível simplificá-lo mediante considerações que limitem sua aplicabilidade a concentrações de substrato muito elevadas ou extremamente pequenas. Assim, vejamos nas equações (6), (11) e (14) dois casos extremos:

a) Quando S é muito maior do que K_s , então K_s pode ser desprezado, resultando:

$$\mu = \frac{(\Delta X_a / \Delta t)_s}{\Delta t} = \hat{\mu} \frac{S}{S} = \hat{\mu} \quad (6a)$$

$$\frac{\Delta S / \Delta t}{X_a} = \hat{K} \frac{S}{S} = \hat{K} \quad (11a)$$

$$\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_s = Y \hat{K} \cdot \frac{S}{S} \cdot X_a = Y \hat{K} X_a \quad (14a)$$

As equações (6a), (11a) e (14a) expressam que, em meios de elevada concentração de substrato, a taxa de crescimento específico e a taxa específica de remoção de substrato não dependem da concentração de substrato no meio, e assumem um valor máximo, constante. No entanto, tais condições têm pouco va-

lor no processo de lodo ativado, pois o objetivo é reduzir a concentração de substrato, S, a valores tão baixos quanto possível.

b) Quando S é muito menor do que K_S , então S pode ser desprezado no denominador das equações (6), (11) e (14).

Assim, ficamos com:

$$\hat{\mu} = \frac{(\Delta X_a / \Delta t)_s}{X_a} = \frac{\hat{\mu} \cdot S}{K_S} \quad (6b)$$

$$\frac{\Delta S / \Delta t}{X_a} = \frac{\hat{K} \cdot S}{K_S} \quad (11b)$$

$$\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_s = \frac{Y \cdot \hat{K} \cdot S \cdot X_a}{K_S} \quad (14b)$$

Os valores de $\hat{\mu}$, \hat{K} e K_S são constantes do sistema. Pode-se, então, definir a constante K, denominada taxa específica de remoção de substrato, como:

$$K = \frac{\hat{K}}{K_S} \quad (\text{m}^3/\text{g} \times \text{dia}) \quad (20)$$

Considerando a equação (19), teremos:

$$Y \cdot K = \frac{\hat{\mu}}{K_S} \quad (21)$$

Assim, as equações (6b), (11b) e (14b) se transformam em :

$$\mu = \frac{(\Delta X_a / \Delta t)_s}{X_a} = Y K S \quad (22)$$

$$\frac{\Delta S / \Delta t}{X_a} = K S \quad (23)$$

$$\left(\frac{\Delta X_a}{\Delta t}\right)_s = Y K S \cdot X_a \quad (24)$$

Estas três equações (22), (23) e (24), juntamente com a equação (18), definida anteriormente, representam o modelo simplificado para dimensionamento do processo.

Evidentemente, qualquer simplificação introduzida em um modelo implicará em uma imprecisão. Entretanto, considerando o grau de imprecisão inerente à determinação de constantes (procedimentos de laboratório), julga-se que a deficiência introduzida pela simplificação adotada será, de certa forma, compensada pela eliminação da determinação de uma constante, em lugar das quatro anteriormente necessárias (Y , b , \hat{K} e K_S ou Y , b , $\hat{\mu}$ e K_S).

2.3.2.2. Cinética do processo

Na análise a seguir admitiremos o sistema em estado de equilíbrio e que o reator seja do tipo mistura completa, ou seja, o conteúdo do reator seja totalmente homogêneo.

Seja o sistema constituído pelas unidades de tratamento apresentadas, esquematicamente, na figura 2.6.

Como o parâmetro de dimensionamento e operação da ETE-Santa Maria, objeto de nosso estudo, foi a Idade do Lodo, desenvolveremos a teoria para este parâmetro.

A idade do lodo definida pelo quociente entre a massa de lodo no TA e a massa de lodo descartada por dia, é expressa conforme visto anteriormente pela equação (4).

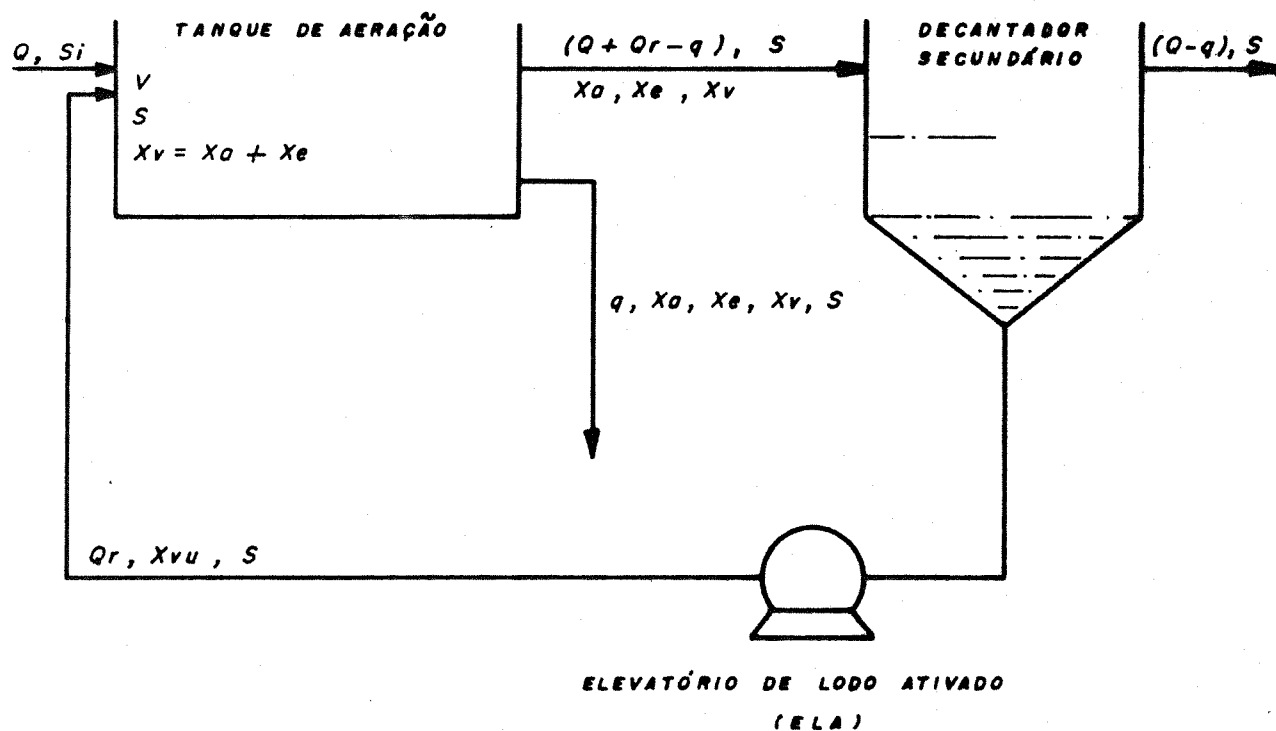


Fig. 2.6 - Diagrama esquemático do processo de lodo ativado com descarte de lodo diretamente do TA.

onde,

- Q = vazão afluente;
- Q_r = vazão de recirculação de lodo ativado;
- q = vazão de descarga do excesso de lodo ativado;
- V = volume do TA;
- S_i = concentração de substrato no afluente (g/m^3);
- S = concentração de substrato no TA e no efluente (g/m^3);
- X_v = concentração de SSV no TA;
- X_a = concentração de SSV no TA correspondente à massa de microorganismos ativos;
- X_e = concentração de SSV no TA correspondente ao resíduo endógeno;

$X_{v,u}$ = concentração de SSV no lodo removido do fundo do DS;

$$\theta_c = \frac{X_v \cdot V}{X_v \cdot v} = \frac{V}{v} = \frac{V}{q} \quad (4a)$$

$v = q$ = volume diário descartado.

As equações que permitem o dimensionamento do processo são obtidas através do balanço da matéria em torno do sistema.

Então, vejamos:

a) Balanço de sólidos voláteis ativos - X_a

$$\left[\begin{array}{c} \text{Variação de sólidos} \\ \text{voláteis ativos no} \\ \text{TA} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{Síntese} \\ \text{de} \\ \text{lodo} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Massa} \\ \text{Endógena} \\ \text{perdida} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Descarte} \end{array} \right]$$

$$\frac{\Delta X_a}{\Delta t} \cdot V = (Y.K.S.X_a) \cdot V - (b.X_a) \cdot V - q.X_a \quad (25)$$

Dividindo-se por V :

$$\frac{\Delta X_a}{\Delta t} = Y.K.S.X_a - b.X_a - \frac{q.X_a}{V} \quad (26)$$

Considerando-se que, em regime contínuo, não há variação de massa, portanto $\frac{\Delta X_a}{\Delta t} = 0$

$$Y.K.S.X_a = b.X_a + \frac{q.X_a}{V} \quad (27)$$

Dividindo-se por X_a :

$$Y.K.S = b + \frac{q}{V} \quad (28)$$

No entanto, pela equação (4a), temos:

$$\theta_c = \frac{V}{q}$$

Assim, a equação (28) pode ser escrita como:

$$Y.K.S = b + \frac{1}{\theta_c} \quad (29)$$

De onde:

$$S = \frac{b \theta_c + 1}{Y.K.\theta_c} \quad (30)$$

b) Balanço de substrato - S

$$\left[\begin{array}{c} \text{Variação do} \\ \text{substrato no} \\ \text{TA} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{Afluente} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Síntese} \\ \text{de} \\ \text{Lodo} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Efluente} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{Descarte} \end{array} \right]$$

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} \cdot V = Q.S_i - (K.S.X_a).V - (Q-q).S - q.S \quad (31)$$

Desenvolvendo a equação (31) e dividindo-se por V, temos:

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = \frac{Q}{V} \cdot S_i - K.S.X_a - \frac{Q}{V} \cdot S \quad (32)$$

Para o sistema no regime de equilíbrio, $\frac{\Delta S}{\Delta t} = 0$

Também, o tempo de detenção hidráulico t é definido por:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (33)$$

Assim, a equação (32) pode ser escrita:

$$0 = \frac{S_i}{t} - K.S.X_a - \frac{S}{t} \quad (34)$$

Resolvendo-se a equação (34) para S:

$$S = \frac{S_i}{1 + K.t.X_a} \quad (35)$$

ou, $K.T.X_a.S = S_i - S \quad (36)$

Substituindo-se o valor de S na equação (36) pelo valor da equação (30), e resolvendo-se para X_a:

$$X_a = \frac{Y(S_i - S)}{1 + b.\theta_c} \cdot \frac{\theta_c}{t} \quad (37)$$

c) Balanço de resíduo endógeno - X_e

Conforme vimos anteriormente, o resíduo endógeno resulta da permanência no sistema de restos de material celular dos organismos consumidos por respiração endógena. Isto deve-se por uma certa fração "f" da massa deste material celular ser dificilmente biodegradável, tendendo, portanto, a permanecer no sistema.

Pesquisas demonstram que o valor de f, para o caso presente, organismos comumente presentes nos reatores de lodo ativado, assume o valor constante de 0,2.

Assim sendo, e como a formação de resíduo endógeno é proporcional à destruição do material celular por respiração endógena, pode-se escrever:

$$\left(\frac{\Delta X_e}{\Delta t}\right)_g = f \cdot b \cdot X_a = 0,2 \cdot b \cdot X_a \quad (38)$$

Então:

$$\begin{bmatrix} \text{Variação de} \\ \text{massa endógena} \\ \text{no TA} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \text{Geração de} \\ \text{massa} \\ \text{endógena} \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} \text{Descarte} \end{bmatrix}$$

$$\frac{\Delta X_e}{\Delta t} \cdot V = (0,2 \cdot b \cdot X_a) \cdot V - q \cdot X_e \quad (39)$$

Dividindo-se por V a equação (39) e considerando-se que para o sistema no regime de equilíbrio, $\frac{\Delta X_e}{\Delta t} = 0$, temos:

$$0 = 0,2b \cdot X_a - \frac{q}{V} \cdot X_e \quad (40)$$

Considerando-se a equação (42) e resolvendo-se a equação (40) para X_e , temos:

$$X_e = 0,2 \cdot b \cdot X_a \cdot \theta_c \quad (41)$$

Transformando-se as concentrações em massa por meio da multiplicação pelo volume do TA:

$$MX_a = X_a \cdot V \quad (42)$$

$$MX_e = V \cdot X_e \quad (43)$$

Substituindo as equações (37) e (41) nas equações (42) e (43), resulta:

$$MX_a = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta_c} \quad (44)$$

$$MX_e = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MX_a \quad (45)$$

A soma das equações (44) e (45) nos dá a massa total de sólidos suspensos voláteis no TA, ou seja:

$$MX_v = MX_a + MX_e \quad (46)$$

Desta forma, escolhida uma concentração de sólidos suspensos voláteis para o TA, pode-se calcular o volume do TA:

$$V = \frac{MX_v}{X_v} \quad (47)$$

As relações desenvolvidas até aqui nos fornecem uma técnica para dimensionamento do reator biológico adotando-se a idade do lodo como parâmetro do projeto.

DADOS NECESSÁRIOS PARA O PROJETO:

a - Dados básicos de projeto: características do esgoto afluente ao TA: Q , S_i .

b - Constantes do sistema: Y , b e K .

c - Parâmetro do projeto: θ_c .

A seguir, a seguinte metodologia poderá ser seguida:

1 - Determinar a concentração de substrato S no efluente, através da equação (30).

2 - Determinar a massa de substrato utilizada pelo produto de $Q(S_i - S)$.

3 - Determinar as massas de sólidos suspensos voláteis ativos (MX_a) e resíduo endógeno (MX_e), através das equações (44) e (45).

4 - Determinar a massa total de sólidos suspensos voláteis no TA, através da equação (46).

5 - Especificar o valor da concentração de sólidos

suspensos voláteis no TA, a ser adotado.

6 - Calcular o volume do TA através da equação (47).

..... CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO

Em uma planta em operação como a ETESM não é razoável alterarmos, significativamente, a idade do lodo, parâmetro básico de dimensionamento e operação, sob pena de causarmos sérios problemas operacionais, com eventuais comprometimentos da qualidade do efluente final.

Assim sendo, o trabalho de determinação das constantes do processo foi realizado em uma estação piloto montada junto à ETESM, reproduzindo, proporcionalmente, as condições operacionais da planta.

Inicialmente, foi necessário um período de adaptação do sistema para atingir as condições de equilíbrio. No desenvolvimento das etapas do estudo, trabalhamos com diferentes Idades de Lodo no modelo, preservando a operação normal da planta.

Deste modo, o presente trabalho propõe-se a verificar a validade de uma teoria de dimensionamento, através de dados obtidos de uma estação piloto e de uma planta em escala real com funcionamento contínuo, nas condições ambientais do Rio Grande do Sul.

3.2. MODELO

3.2.1. Descrição

O modelo utilizado na determinação das constantes do processo consistiu de um reator de bancada, construído em acrílico, com uma capacidade total de 30 litros, conforme dimensões e detalhamento na figura 3.1.

A decantação foi feita no interior do próprio reator, em câmara aquiescente, obtida pela interposição entre o dispositivo de aeração/homogeneização e a retirada do efluente, de placa vertical que impede a propagação do turbilhonamento para esta câmara, permitindo que o lodo se deposite no fundo e retorne à câmara de aeração por baixo da placa.

O reator biológico foi alimentado a partir de um reservatório de 50 litros. Uma bomba peristáltica foi usada para aduzir, controladamente, do reservatório até a câmara de aeração do reator. Após o processo, o efluente da câmara de decantação era, então, despejado no esgoto.

A aeração foi feita a partir de uma bomba de ar, disponível no laboratório, conectada a um dispersor de ar colocado no fundo do reator, na extremidade oposta ao decantador. Na linha, foi colocado um dispositivo para controle da vazão de ar, de modo a permitir o controle do nível de OD no interior da câmara de aeração.

Com o fim de manter a cultura aeróbia em suspensão, foi utilizado, além do dispersor de ar, um agitador no centro da câmara de aeração.

A configuração esquemática do modelo está representada na figura 3.2.

REATOR BIOLÓGICO

NOTAS

ACRÍLICO TRANSPARENTE

MEDIDAS EM cm

Ø DOS FUROS 7mm (5 FUROS)

ESPAÇADOS

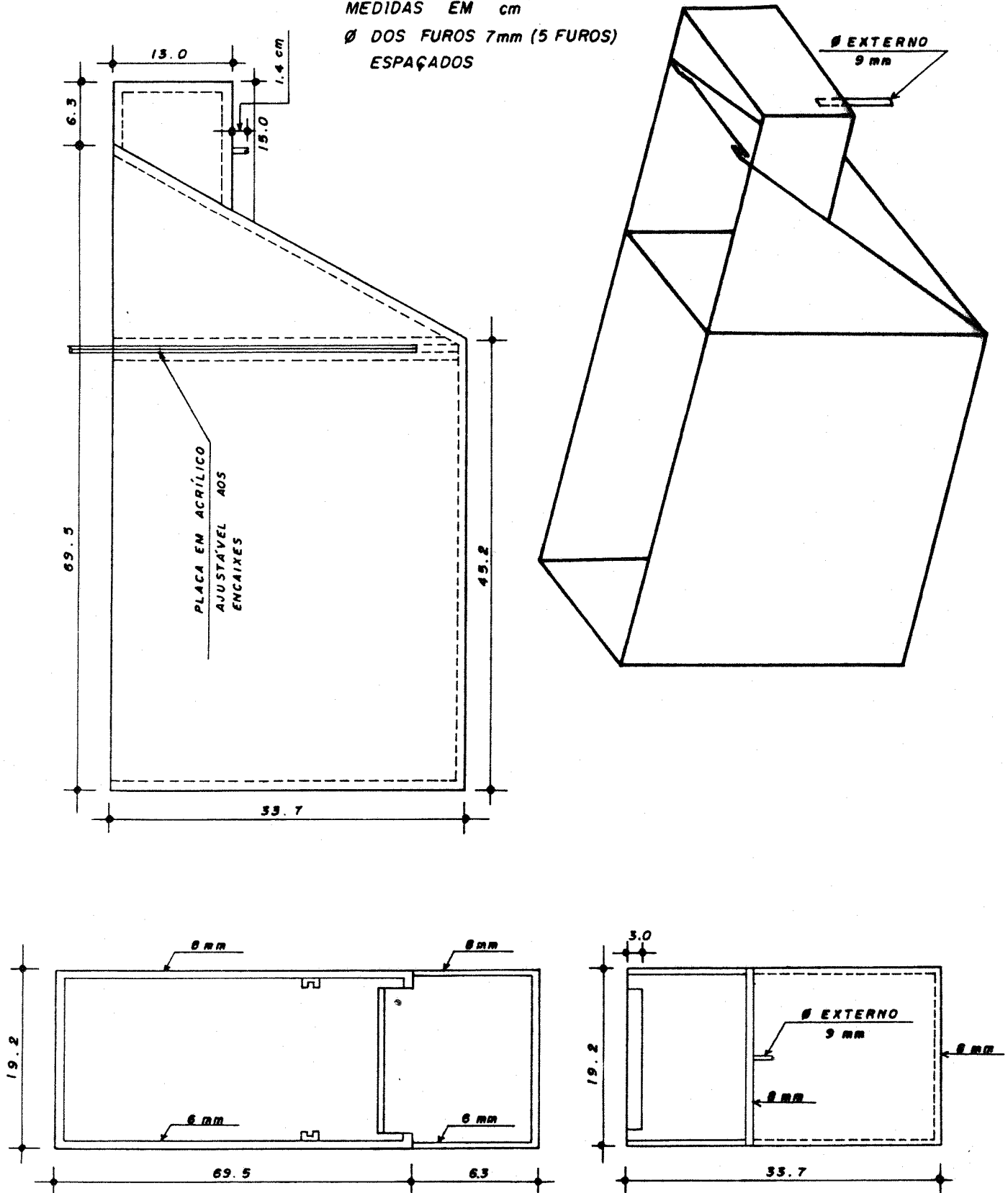
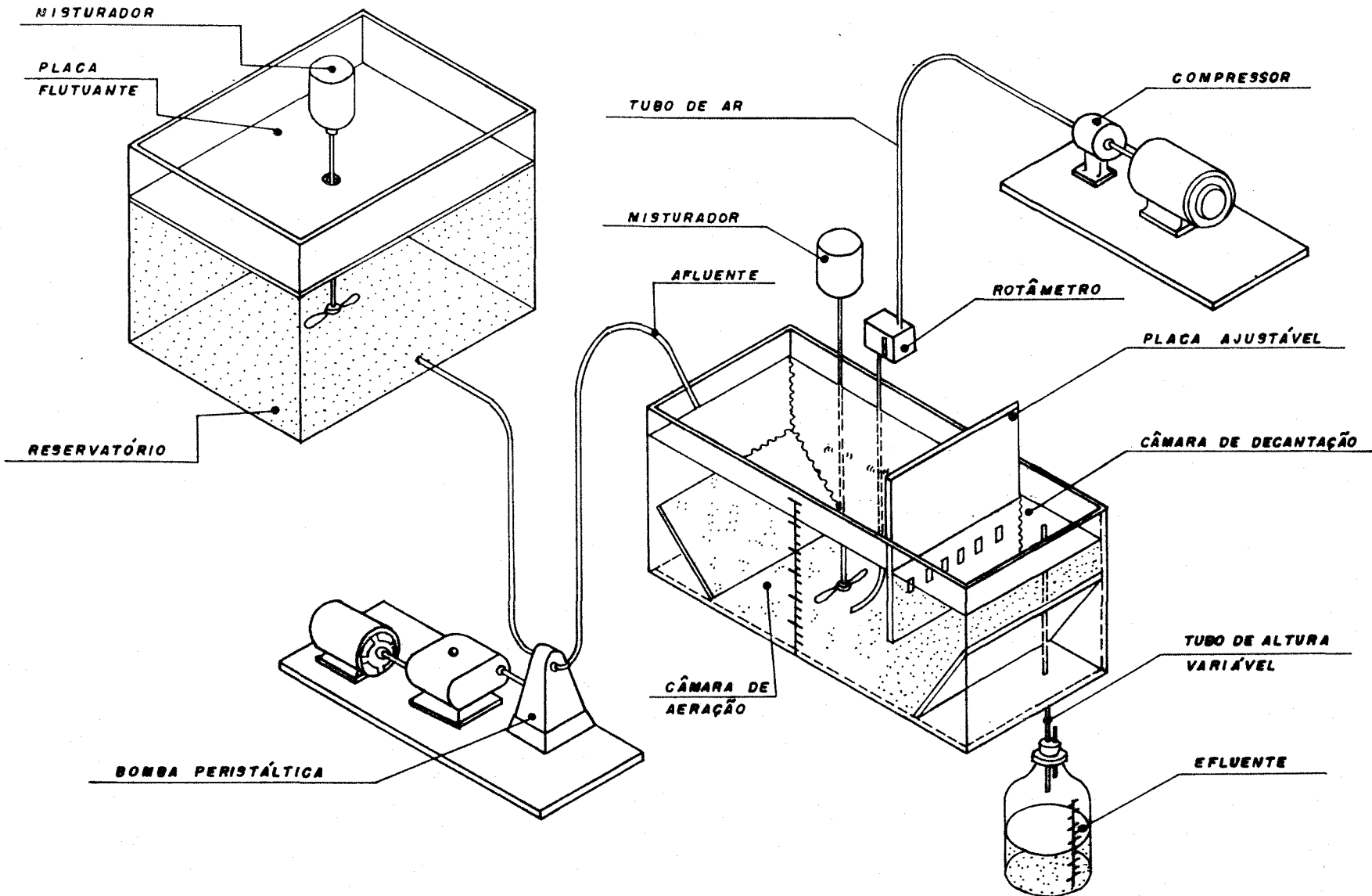


Fig.3.1 - Dimensões e detalhamento do reator de bancada.

Fig. 3.2 - Modelo esquemático do reator de bancada.



3.2.2. Operação

O reator construído visou reproduzir a forma operacional da Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria - ETESM.

Para aproximarmos das condições reais da operação, a vazão de alimentação foi proporcional à da ETESM, permitindo um mesmo tempo de detenção hidráulico (θ) no tanque de aeração. Assim, usamos um reator de 30 litros de volume e uma vazão de alimentação de 1,25 l/hora, mantendo o mesmo θ da ETESM, qual seja de 24 horas.

O afluente era trazido diariamente da chegada do esgoto bruto da ETESM e colocado no reservatório de alimentação, em um volume levemente superior ao consumo diário. Através da bomba dosadora, era aduzido continuamente ao reator. A característica do esgoto afluente está transcrita na tabela 3.1.

Diariamente, era feita uma limpeza nas paredes do reator, bem como nas tubulações de alimentação e aeração, para evitar uma eventual obstrução ou colmatagem das mesmas.

O controle do modelo foi realizado pela idade do lodo, onde o excesso de lodo formado era retirado do sistema. Esta retirada do excesso de lodo era feita por sifonamento, após a completa homogeneização das câmaras de aeração e decantação, obtida com a retirada da placa vertical divisória. Consistia em retirar do reator um volume de líquido homogeneizado, de tal forma que a relação entre este volume descartado e o volume total de líquido fosse numericamente igual ao inverso da idade do lodo mantida no sistema.

Inicialmente, se tentou o desenvolvimento do lodo ativado dentro do próprio sistema, sem o uso de semente. Ainda que conseguíssemos resultados positivos, o crescimento do lodo revelava-se muito moroso para os fins deste estudo. Assim, decidimos optar pela semente, utilizando como semente o lodo ati-

TABELA 3.1 - Quadro de resultados de análises do esgoto bruto do afluente a ETESM.

Parâmetro	Unidade	Resultado
Alcalinidade total	mg/l CaCO_3	148
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/l O_2	139
Demanda Química de Oxigênio	mg/l O_2	231
pH	---	7.2
Potássio	mg/l	14.02
Nitrogênio total Kjeldahl	mg/l N	32
Nitrogênio amoniacal	mg/l N-NH_3	18
Óleos e Graxas	mg/l	145,9
Resíduo total	mg/l	441
Resíduo total fixo	mg/l	285
Resíduo total volátil	mg/l	256
Resíduo suspenso total	mg/l	154
Resíduo suspenso volátil	mg/l	109

vado coletado na calha de retorno do lodo da ETESM. Adicionou-se ao sistema, um litro de lodo a cada dia, no período de 09.04.87 a 17.04.87, até atingirmos um nível de Sólidos Sedimentáveis satisfatório.

Operamos o reator sem efetuar descarte de lodo até 04.05.87, quando julgamos oportuno iniciar as etapas do estudo proposto, operando o reator com quatro diferentes idades de lodo; leia item 3.4.2.1, "Considerações sobre a idade do lodo". A figura 3.3 mostra o modelo em operação, durante a fase experimental.

3.3. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE SANTA MARIA - ETESM

Na Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria-ETESM foi empregado o processo dos lodos ativados na sua variante por aeração prolongada.

A planta foi projetada para oferecer uma eficiência de 90% em termos de redução de DBO_5 e sólidos em suspensão.

Localizada ao Sul da Zona Urbana da cidade, a ETESM lança o efluente tratado no arroio Cadena, o qual é contribuinte do rio Vacacaí.

A ETESM foi concebida para ser implantada em três etapas, com o horizonte de projeto abrangendo até o ano 2000. A primeira etapa, objeto deste estudo, atende área de 24.600 economias, ou seja, 98.000 habitantes, correspondendo a 48% da população urbana; a contribuição de despejos industriais é desprezível.

A Tabela 3.1 apresenta valores médios dos parâmetros do esgoto bruto da ETESM. Os dados básicos do projeto, para a primeira etapa implantada são os seguintes:

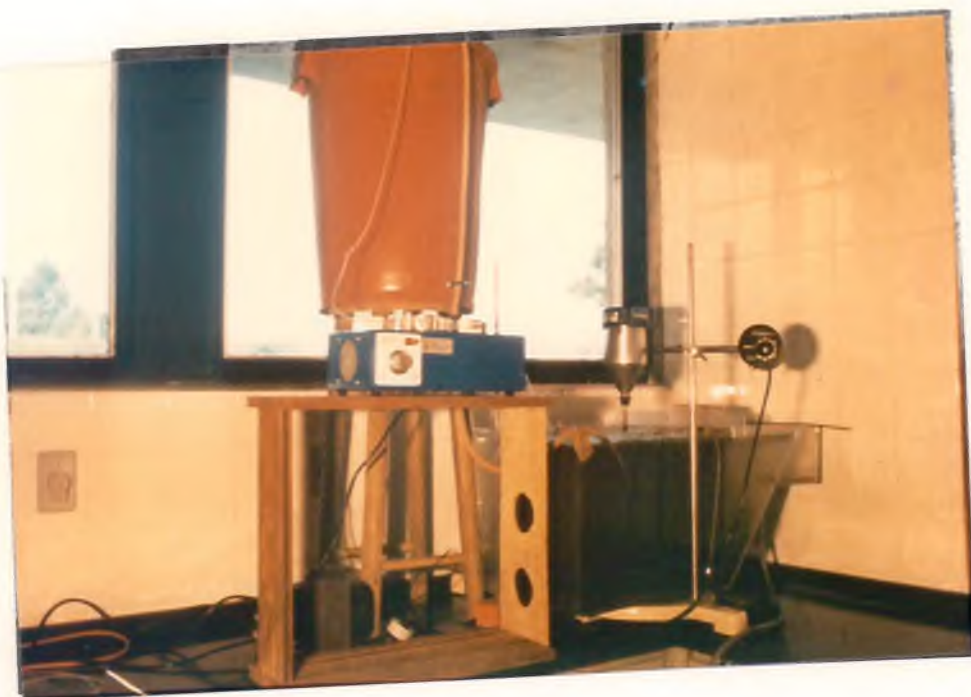


Fig. 3.3 - Modelo piloto em operação.

Vazão média:

$$Q_{\text{Méd}} = 0,260 \text{ m}^3/\text{s} = 936 \text{ m}^3/\text{h} = 22.464 \text{ m}^3/\text{dia};$$

$$Q_{\text{Máx}} = 0,481 \text{ m}^3/\text{s} = 1732 \text{ m}^3/\text{h} = 41.538 \text{ m}^3/\text{dia}.$$

Carga orgânica:

$$S_i = 310 \text{ mg/l DBO}_5.$$

Sólidos em Suspensão:

$$\begin{aligned} \text{Totais} &= 330 \text{ mg/l}; \\ \text{Fixos} &= 66 \text{ mg/l}; \\ \text{Voláteis} &= 264 \text{ mg/l}. \end{aligned}$$

Constantes do Processo (assumidas pelo projetista com base na bibliografia):

- Taxa Específica de Remoção de Substrato (K):
 $K = 0,026 \text{ l/mg} \cdot \text{dia}.$
- Taxa Específica de Respiração Endógena (b):
 $b = 0,06 \frac{\text{g SSV}}{\text{g SSV-dia}}$
- Coeficiente de Produção de Lodo (Y):
 $Y = 0,06 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DBO}_5 \text{ removida}} \quad \text{ou} \quad 0,4 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DQO removida}}$
- Parâmetro de Dimensionamento e Operação:
 Idade do Lodo = $\theta_c = 30 \text{ dias}.$

As principais unidades da ETESM são:

- Elevatória de Esgoto Bruto:
 Em dois estágios, compondo-se cada um de duas bombas-parafuso.
 Tipo: parafuso de Arquimedes;
 Vazão: $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ por bomba;
 Altura da elevação máxima: 6,67 m;
 Ângulo de inclinação: 30 graus;
 Comprimento do parafuso: 12,55 m;
 Diâmetro do parafuso: 1,50 m.

- Remoção de Sólidos Grosseiros:
Por meio de grade de barras mecanizadas com espessura de barras de 1,25 cm e abertura de 2,5 cm.
- Remoção de Areias:
Através de caixa de areia, tipo canal de velocidade constante, com remoção mecanizada do material depositado por meio de ponte móvel.
- Tanque de Aeração:
Largura interna: 38 m;
Comprimento interno: 95 m;
Profundidade útil: 6,40 m;
Tempo de detenção hidráulico: 24 horas;
Aeradores de superfície: 10 un., com 75 Hp cada.
- Decantação Final:
Através de dois decantadores finais retangulares com remoção de lodo por sifão flutuante e removedor de espuma.
Largura interna: 12 m;
Comprimento interno: 75 m;
Altura da lâmina d'água: 2 m;
Tempo de detenção hidráulico: 3h e 50min.
- Adensamento do excesso de lodo:
O excesso de lodo removido do tanque de aeração é adensado por gravidade, em adensador circular mecanizado, com diâmetro de 15 m e profundidade de 3 m.
Tempo de detenção: 16 horas.
- Secagem do lodo adensado:
Adotou-se a secagem natural do lodo adensado sobre leitos de secagem.
Áreas dos leitos de secagem: 11.000 m²;
Tempo de secagem em condições ambientais médias: 21 dias.

As figuras 3.4 e 3.5 fornecem um diagrama esquemático do funcionamento e uma planta também esquemática, localizan-

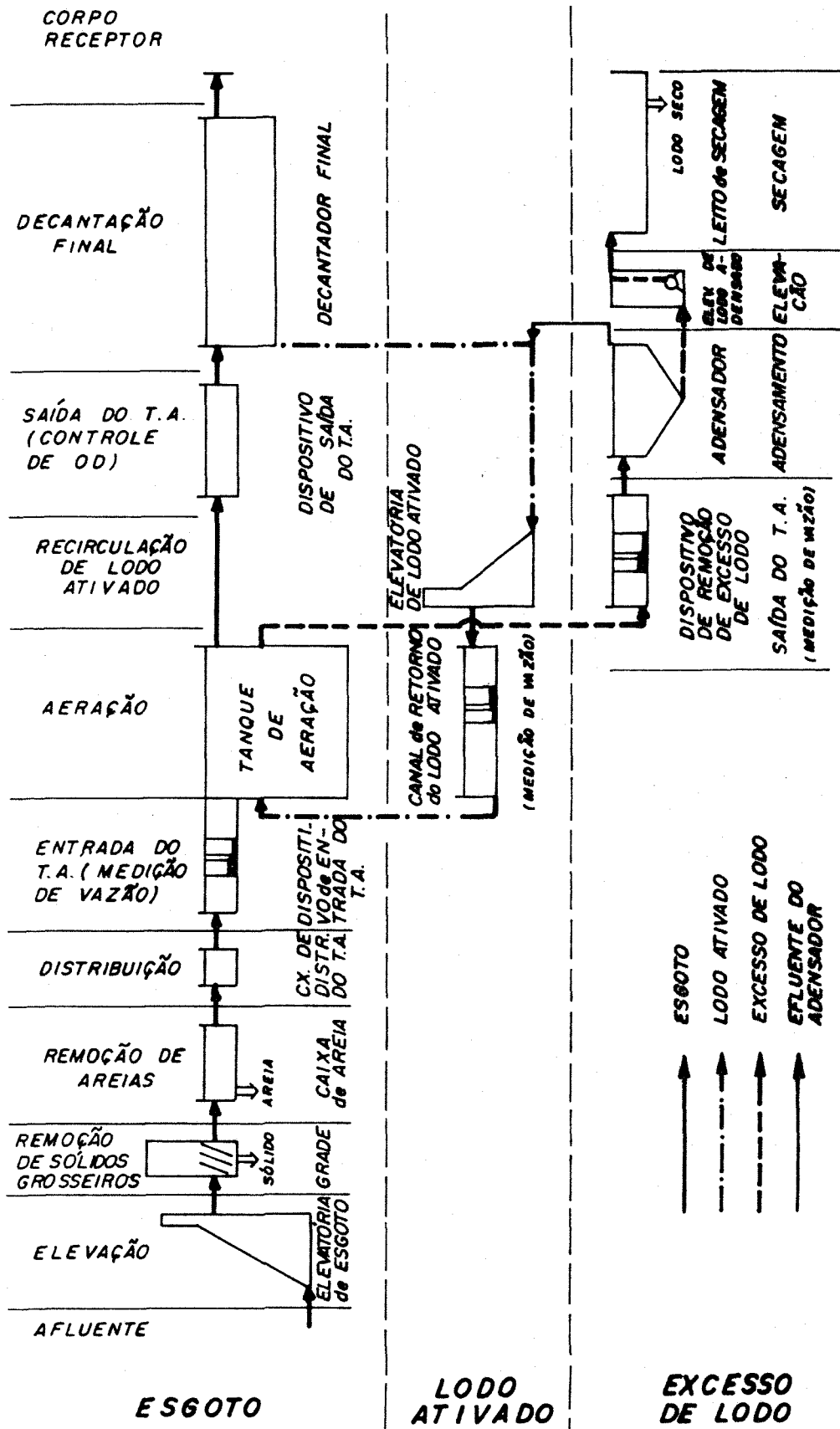


Fig.3.4 - Diagrama esquemático do funcionamento da ETESM.

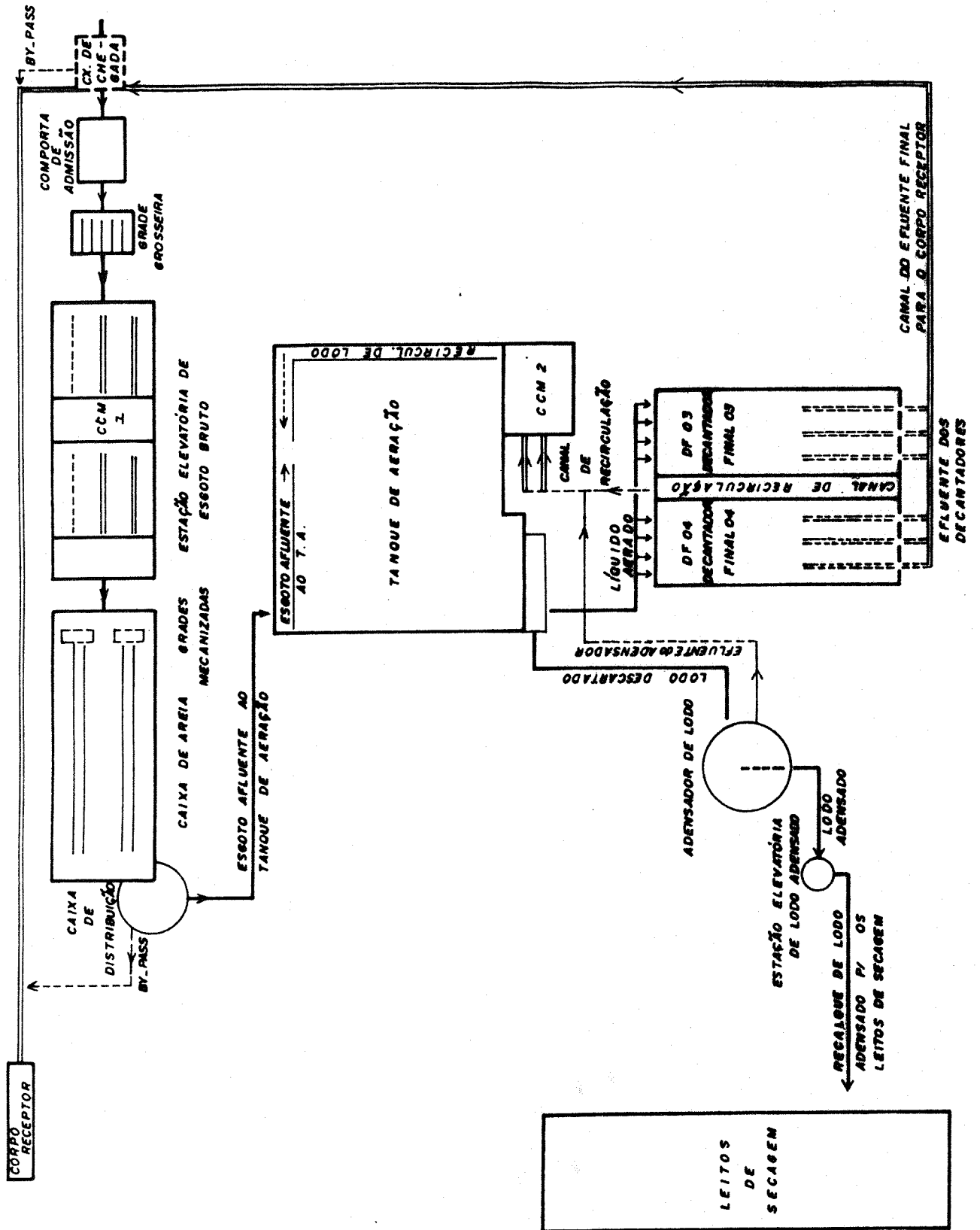


Fig.3.5 - Planta esquemática da ETESM.

do as posições relativas das diversas unidades na planta.

Os dados aqui fornecidos foram compilados das referências (4) e (5), arroladas nas referências bibliográficas.

A figura 3.6 é uma fotografia da maquete da ETESM após a implantação das três etapas previstas.

3.4. METODOLOGIA

3.4.1. Determinação das Constantes do Processo

3.4.1.1. Determinação da Taxa Específica de Respiração Endôgena (b) e do Coeficiente de Produção do Lodo (Y)

Optamos pela metodologia sugerida por ECKENFELDER (ADAMS et alii, 1981; ECKENFELDER & FORD, 1970), a qual, resumidamente, é a seguinte:

Consideremos as equações (17) e (18), que representam a correlação entre idade do lodo e a relação alimento-microorganismos:

$$\frac{\Delta MX_v / \Delta t}{MX_v} = Y \cdot \frac{\Delta MS / \Delta t}{MX_v} - b \quad (17)$$

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \cdot \left(\frac{F}{M}\right) - b \quad (18)$$

Operando algumas transformações, podemos escrever a mesma relação como:

$$\frac{\Delta MX_v / \Delta t}{X_v \cdot V} = Y \cdot \frac{Q \cdot (S_i - S)}{X_v \cdot V} - b \quad (48)$$

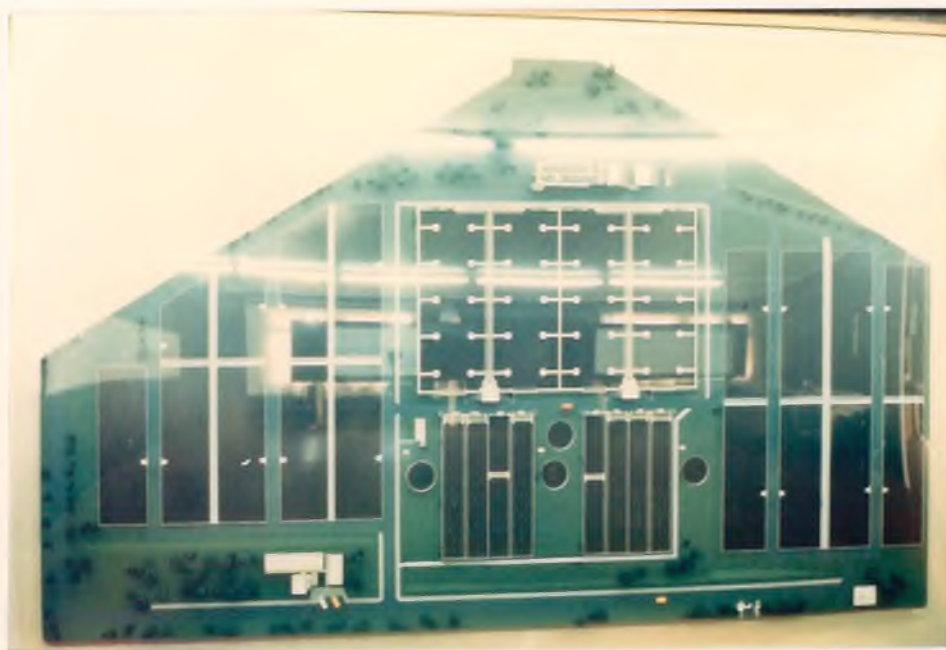


Fig. 5.6 - Maquete da ETESM.

Operando-se o reator de bancada para **diferentes** Idades de Lodo, consegue-se obter os elementos relacionados na equação (48), exceto as constantes **b** e **Y**, que estamos procurando determinar.

Desta forma, opera-se o reator de bancada com (4) **quatro** diferentes Idades de Lodo, ou seja, $\theta_c = 40$ dias, 30 dias, 20 dias e 10 dias. Após atingir o estado de equilíbrio em cada idade respectiva, monitora-se o processo e, através dos valores de DQO computados para o esgoto bruto (S_i) e o esgoto tratado (S), do valor da concentração de sólidos suspensos voláteis representando X_v , monta-se a tabela 3.1.

Plotando-se em um gráfico, nas abcissas, a coluna $\frac{Q \cdot (S_i - S)}{X_v \cdot V}$ e nas ordenadas a coluna $\frac{\Delta M X_v / \Delta t}{X_v \cdot V}$ da tabela 3.1, obtêm-se os pontos respectivos de cada idade de lodo estudada.

Ajustando-se uma reta a estes pontos, obtêm-se o gráfico da figura 3.7. O coeficiente linear da reta ajustada representa a taxa específica da respiração endógena (b) e coeficiente angular da mesma reta representa o coeficiente de produção de lodo (Y), que são as constantes que se procura.

Obtêm-se, com este procedimento, um valor de b igual a $0,04 \text{ d}^{-1}$ e um valor de $Y = 0,41 \text{ mg SSV/mg DQO}_{\text{removida}}$. Estes valores determinados experimentalmente parecem estar de acordo com os valores fornecidos pela literatura. Por exemplo, METCALF & EDDY, 1979, com base em diversos autores, fornece um intervalo de variação de $0,04$ a $0,075 \text{ d}^{-1}$ para b e $0,25$ a $0,4 \text{ mg SSV/mg DQO}_{\text{removida}}$ para Y .

TABELA 3.1 - Dados para a determinação da Taxa Específica da Respiração Endógena (b) e do Coeficiente de Produção de Lodo (Y).

θ_c (dias)	V (l)	Q (l/d)	X_v (mg/l)	S (DQO) (mg/l)	$\frac{\Delta MX_v}{\Delta t}$ (mg/d)	$\frac{Q(S_i - S)}{X_v \cdot V} \text{ (d)}^{-1}$ Si=281 mg DQO/l	$\frac{\Delta MX_v/\Delta t}{X_v \cdot V} \text{ (d)}^{-1}$
10	30	30	779,33	26	$\frac{779,33 \cdot 30}{10} =$ = 2.337,99	$\frac{30 \cdot (281 - 26)}{779,33 \cdot 30} =$ = 0,3272	$\frac{2.337,99}{779,33 \cdot 30} =$ = 0,1
20	30	30	1.115,41	22	$\frac{1.115,41 \cdot 30}{20} =$ = 1.673,11	$\frac{30 \cdot (281 - 22)}{1.115,41 \cdot 30} =$ = 0,2322	$\frac{1.673,11}{1.115,41 \cdot 30} =$ = 0,05
30	30	30	1.535,29	20	$\frac{1.535,29 \cdot 30}{30} =$ = 1.535,29	$\frac{30 \cdot (281 - 20)}{1.535,29 \cdot 30} =$ = 0,1700	$\frac{1.535,29}{1.535,29 \cdot 30} =$ = 0,0333
40	30	30	1.733,95	19	$\frac{1.733,95 \cdot 30}{40} =$ = 1.300,46	$\frac{30 \cdot (281 - 19)}{1.733,96 \cdot 30} =$ = 0,1511	$\frac{1.300,46}{1.733,95 \cdot 30} =$ = 0,025

$$\begin{cases} b = 0,04043 \\ Y = 0,41992 \\ r = 0,9903 \end{cases}$$

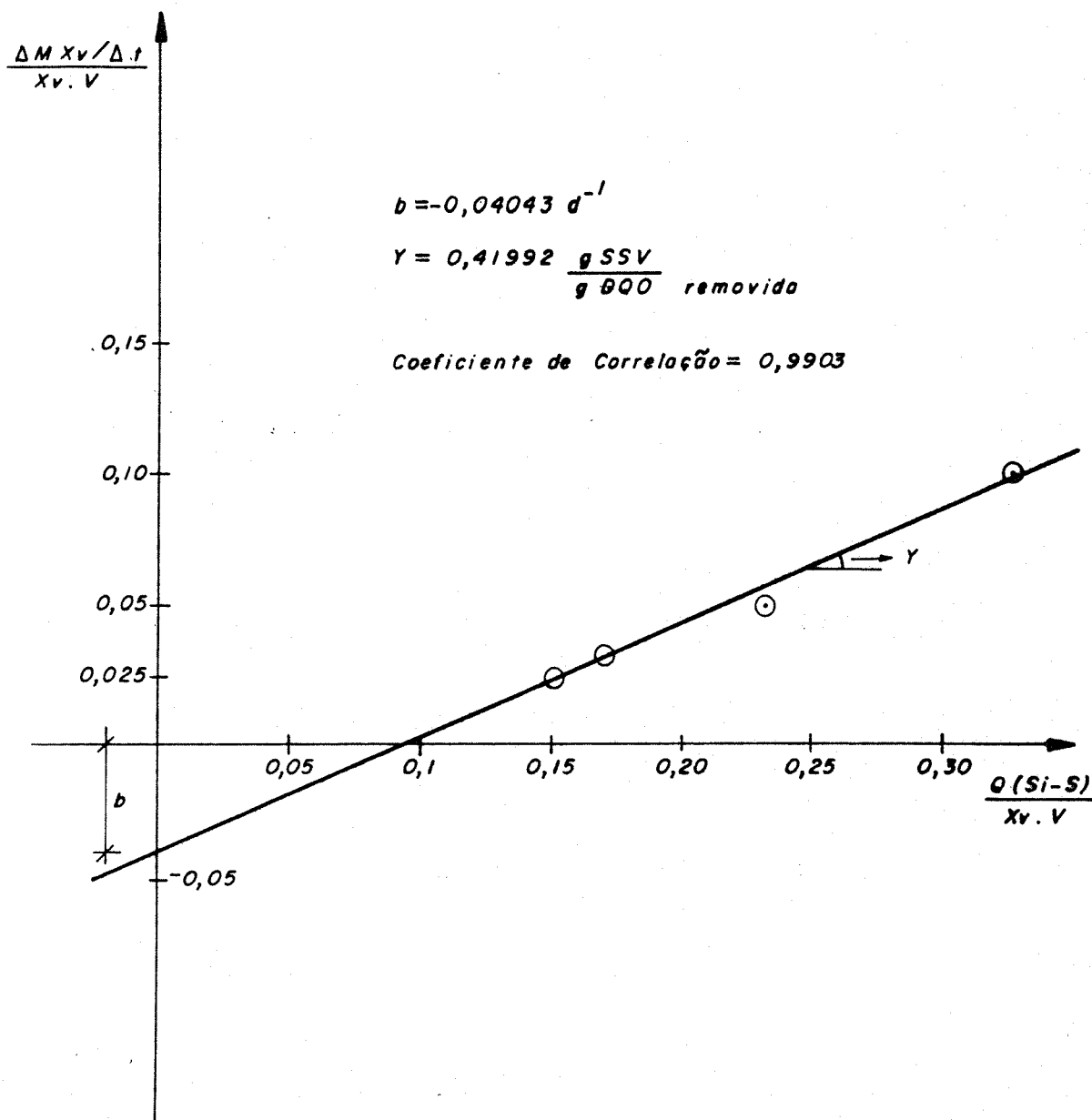


Fig.3.7 - Determinação da Taxa Específica de Respiração Endógena (b) e do Coeficiente de Produção de Lodo (Y).

3.4.1.2. Determinação da Taxa Específica de Remoção de Substrato (K)

De forma análoga ao item anterior optamos pela metodologia sugerida por ECKENFELDER (ADAMS et alii, 1981; ECKENFELDER & FORD, 1970).

Para tanto, consideremos a equação (23), definida anteriormente, que representa a variação de substrato (remoção) referida à concentração de organismos presentes, em meios de baixa concentração de substrato.

$$\frac{\Delta S / \Delta t}{X_a} = K \cdot S \quad (23)$$

Considerando, conforme sugere MARAIS (DA RIN, 1977) que:

$$X_a = X_v - X_e \quad (49)$$

e, conforme já foi determinado anteriormente:

$$X_e = 0,2 \cdot b \cdot X_a \cdot \theta_c \quad (41)$$

Substituindo a equação (41) na equação (49) e resolvendo para X_a , ficamos com:

$$X_a = \frac{X_v}{(1 + 0,2 \cdot b \cdot \theta_c)} \quad (50)$$

A equação (23) pode ser escrita, também, como:

$$\frac{Q \cdot (S_i - S)}{X_a \cdot V} = K \cdot S \quad (51)$$

Substituindo X_a da equação (50) na equação (51) temos:

$$\frac{Q \cdot (S_i - S)}{X_v \cdot V} \cdot (1 + 0,2 \cdot b \cdot \theta_c) = K \cdot S \quad (52)$$

Com o mesmo procedimento adotado na determinação das constantes b e Y , operando-se o reator de bancada para **diferentes** Idades de Lodo, consegue-se obter todos os elementos relacionados na equação (52), exceto a constante K , que pretendemos de terminar.

Monitorando o processo para as Idades de Lodo de **40** dias, **30** dias, **20** dias e **10** dias, após o estado de equilíbrio em cada idade respectiva, montamos a tabela 3.2.

Plotando-se nas abcissas a coluna S e nas ordenadas a coluna $\frac{Q \cdot (S_i - S)}{X_v \cdot V} \cdot (1 + 0,2 \cdot b \cdot \theta_c)$ da tabela 3.2, obtemos os pontos respectivos de cada idade de lodo estudada.

Ajustando-se uma reta a estes pontos, obtêm-se o gráfico da figura 3.8. O coeficiente angular da reta ajustada representa a constante K , ou seja, a taxa específica de remoção de substrato.

Obtivemos, com este procedimento, um valor de K igual a 0,022. ECKENFELDER, 1967 e RAMALHO, 1977 citam, com base em diversos autores, uma faixa de valores de K para esgotos domésticos de 0,017 a 0,043 e 0,017 a 0,03, respectivamente. Desta forma, o valor obtido neste trabalho está dentro dos intervalos sugeridos.

TABELA 3.2 - Dados para a determinação da Taxa Específica de Remoção de Substrato (K)

θ_c (dias)	V (l)	Q (l/d)	X_v (mg/l)	S_i (mg/l)	S (mg/l)	$\frac{Q(S_i - S)}{X_v \cdot V} \text{ (d)}^{-1}$	$\frac{Q \cdot (S_i - S)}{X_v \cdot V} \cdot (1 + 0,2 \cdot b \cdot \theta_c) \text{ (d)}^{-1}$
10	30	30	779,33	281	26	$\frac{30 \cdot (281 - 26)}{779,33 \cdot 30} =$ $= 0,3272$	$b = 0,04$ $(0,3272) \cdot (1 + 0,2 \cdot 0,04 \cdot 10) =$ $= 0,3553$
20	30	30	1.115,41	281	22	$\frac{30 \cdot (281 - 22)}{1.115,41 \cdot 30} =$ $= 0,2322$	$(0,2322) \cdot (1 + 0,2 \cdot 0,04 \cdot 20) =$ $= 0,2693$
30	30	30	1.535,29	281	20	$\frac{30 \cdot (281 - 20)}{1.535,29 \cdot 30} =$ $= 0,1700$	$(0,1700) \cdot (1 + 0,2 \cdot 0,04 \cdot 30) =$ $= 0,2108$
40	30	30	1.733,95	281	19	$\frac{30 \cdot (281 - 19)}{1.733,95 \cdot 30} =$ $= 0,1511$	$(0,1511) \cdot (1 + 0,2 \cdot 0,04 \cdot 40) =$ $= 0,1994$

- 0,2347

K = 0,02266

r = 0,9965

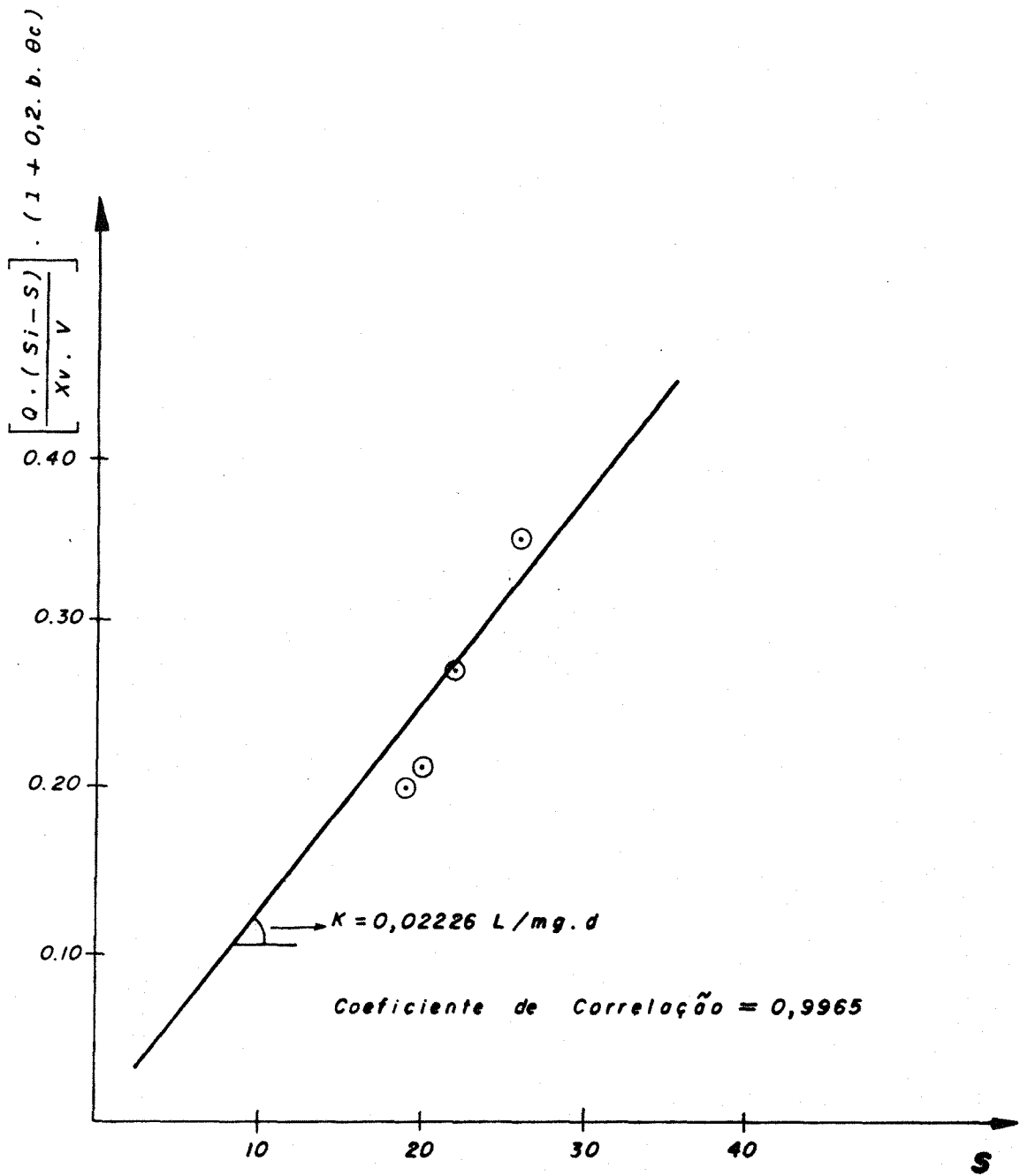


Fig.3.8 - Deteminação da Taxa Específica de Remoção de Substrato (K).

3.4.2. Idade do Lodo e Monitoramento

3.4.2.1. Considerações sobre a Idade do Lodo

As referências bibliográficas consultadas não são conclusivas quanto às idades do lodo a serem utilizadas em trabalhos experimentais visando determinação das constantes de um processo.

No entanto, sabe-se que a seleção da idade do lodo para um sistema, fundamenta-se em vários fatores. FERREIRA(1981) inclui entre estes fatores:

- estabilidade do processo;
- qualidade do efluente desejada;
- necessidade ou não de efluente nitrificado;
- destino dado ao excesso de lodo.

METCALF & EDDY (1979) sugerem que sistemas de tratamento biológico devem ser projetados e operados com uma idade de lodo (θ_c) entre 2 e 20 vezes a idade do lodo mínima (θ_c^m).

De acordo com METCALF & EDDY (1979) e, também, LAWRENCE & McCARTY (1970), a equação (53) expressa a idade do lodo mínima para um sistema:

$$\theta_c^m = \frac{1}{Y \cdot \hat{K} - b} \quad (53)$$

onde,

\hat{K} = taxa específica máxima de remoção do substrato, d^{-1} .

Como vimos no decorrer deste trabalho:

$$K = \frac{\hat{K}}{K_s} \quad \text{ou} \quad \hat{K} = K \cdot K_s \quad (20)$$

onde,

K_s = concentração do substrato para a qual a taxa específica de remoção do substrato é igual a $\hat{K}/2$.

K = taxa específica de remoção do substrato.

METCALF & EDDY (1979) fornecem para K_s um intervalo de variação entre 15 e 70 mg/l_{DQO} e um valor típico de 40mg/l DQO.

Desta forma, assumindo o valor sugerido para K_s e utilizando os valores assumidos pelo projetista para as constantes Y , b e K , calculamos o θ_c^m .

Ou seja:

$$\hat{K} = K \cdot K_s = 0,026 \text{ l/mg.d} \cdot 40 \text{ mg/l}$$

$$\hat{K} = 1,04 \text{ d}^{-1}$$

De onde:

$$\theta_c^m = \frac{1}{Y \cdot \hat{K} - b} = \frac{1}{0,4 \cdot 1,04 - 0,06} = \frac{1}{0,356}$$

$$\theta_c^m = 2,8 \text{ dia.}$$

Dentro do exposto, decidimos conduzir os trabalhos experimentais no reator de bancada assumindo a variação da idade do lodo, dentro do intervalo sugerido por METCALF & EDDY (1979), ou seja, entre 2 e 20 vezes a idade do lodo mínima (θ_c^m). Trabalhamos com cinco diferentes idades de lodo, quais sejam de 40 dias, 30 dias, 20 dias, 10 dias e 5 dias.

Os períodos de estudo para cada idade do lodo foram os seguintes:

1 - Período de adaptação:

De 25.03.87 a 04.05.87;

- 2 - Período relativo a idade de lodo de 40 dias:
De 05.05.87 a 09.06.87;
- 3 - Período relativo a idade de lodo de 30 dias:
De 10.06.87 a 13.07.87;
- 4 - Período relativo a idade de lodo de 20 dias:
De 14.07.87 a 25.08.87;
- 5 - Período relativo a idade de lodo de 10 dias:
De 26.08.87 a 29.10.87;
- 6 - Período relativo a idade de lodo de 5 dias:
De 30.10.87 a 28.11.87.

O período de adaptação foi relativamente longo, mas serviu para ajustarmos e corrigirmos problemas surgidos na alimentação e na aeração do reator. Foi também neste período que efetivamos a semente dos microorganismos para acelerarmos o crescimento da biomassa, crescimento este que, sem o processo de semente, se mostrava contínuo e gradativo, mas um tanto lento para os propósitos deste trabalho. A semente utilizada foi o lodo sedimentado no decantador secundário da ETESM, que era colhido junto à elevatória de lodo (retorno) ao tanque de aeração. Aproveitamos este período de adaptação para estabelecermos uma rotina diária de atividades para uma boa operação e monitoramento do sistema experimental. Assim, diariamente, os tubos de alimentação e aeração eram limpos, removendo-se eventuais obstruções, das paredes laterais internas do reator eram removidos sedimentos de lodos, o agitador era limpo e trocadas as pedras porosas do dispositivo de aeração. No aspecto do monitoramento, diariamente verificava-se o nível de oxigênio dissolvido; pH, temperatura do líquido do reator (tanque de aeração) bem como era determinado o nível de sólidos em suspensão numa proveta de 1.000 ml após 30 minutos de decantação. Esta última análise nos fornecia uma indicação do teor de lodo no reator e foi de fundamental importância durante os trabalhos experimentais, principalmente como parâmetro da massa de lodo no reator durante as diferentes etapas de estudo realizadas.

A duração dos períodos, correspondentes à cada idade de lodo estudada, foi determinada durante a operação do sistema em cada idade de lodo. Adotando como indicador o teor de lodo, ou seja, o volume de sólidos sedimentáveis numa proveta de 1.000 ml após 30 minutos de decantação, operávamos o sistema até atingirmos o estado de equilíbrio, determinado pela estabilização do teor de lodo. Estabelecido o equilíbrio, efetuávamos uma série consecutiva de análises, durante 7 dias, de maneira a determinar os parâmetros mais característicos do sistema.

O último período de operação, com a idade de lodo de 5 dias, apresentou problemas na operação, oferecendo resultados inconsistentes no monitoramento sendo que, após 28 dias de operação, não conseguimos atingir o estado de equilíbrio requerido. Atribuímos este desequilíbrio à proximidade da idade do lodo mínima, calculada em 2,8 dia. Na determinação das constantes Y , b e K e nos quadros comparativos dos resultados, eliminamos os resultados obtidos com a operação com esta idade de lodo.

3.4.2.2. Parâmetros analisados

Para avaliar o comportamento do sistema foram realizadas análises de amostras do esgoto bruto, do licor de mistura do reator e do efluente final, ou seja, do esgoto tratado.

As amostras do afluente, esgoto bruto, eram coletadas no reservatório de alimentação do reator, logo após o carregamento diário.

As amostras do licor de mistura do reator eram coletadas após a retirada do septo de separação da câmara de decantação e a completa homogeneização do licor de mistura.

As amostras do esgoto tratado eram coletadas em um reservatório de acumulação colocado após a câmara de decantação.

Como rotina diária de monitoramento eram feitas determinações de temperatura do ar e do líquido sob aeração, pH e oxigênio dissolvido do esgoto bruto e do líquido sob aeração e volume de sólidos sedimentáveis após 30 minutos de decantação do líquido sob aeração. Este último ensaio foi usado como indicador do estado de equilíbrio do sistema para as diferentes idades do lodo estudadas.

Durante os períodos de estabilização foram realizadas análises de demanda química de oxigênio, sólidos suspensos e dissolvidos, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos nos esgotos. Também foi determinado o índice do volume de lodo do licor de mistura do reator para cada idade do lodo estudada.

Inicialmente, foram realizadas determinações de DBO e DQO, com intuito de caracterizar os valores do substrato do esgoto bruto e tratado. No entanto, por problemas surgidos do laboratório da ETESM, os quais prejudicaram as análises de DBO durante algum tempo, decidimos eleger a DQO como parâmetro característico do substrato dos esgotos, bruto e tratado.

Os métodos empregados nas análises e determinações realizadas foram os preconizados no "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER", 17^a edição.

CAPÍTULO 4

DISCUSSÃO E RESULTADOS

4.1. CONSIDERAÇÕES SOBRE O TEOR DO LODO E NITRIFICAÇÃO

Durante o trabalho experimental com o reator de bancada elegemos o teor do lodo (TL) como parâmetro de massa do lodo ativado no reator.

Definimos o teor do lodo como o volume de sólidos sedimentáveis numa proveta de 1.000 ml após 30 minutos de decantação.

Assim, através de uma análise simples, foi possível acompanhar o desenvolvimento do processo, em cada uma das idades de lodo operadas. Quando da linearização do teor de lodo para cada idade de lodo respectiva, constatávamos a provável estabilização do sistema, admitindo-se ter-se alcançado o estado de equilíbrio.

Conforme descrito anteriormente, o sistema operou inicialmente com a idade de lodo de 40 dias. Na figura 4.1 mostramos a variação do teor de lodo neste período. Observa-se que nos primeiros quinze dias após iniciado o descarte, ocorreu uma queda acentuada no teor do lodo, variando de valores de 330 ml/l anteriores ao descarte à 210 ml/l. Com o decorrer do tempo, na medida que o sistema estabilizava-se, observava-se um comportamento mais regular, sendo que após o dia 01.06.87 a variação tornou-se mínima, o que nos levou a considerar o sistema próximo do equilíbrio. O valor médio do TL neste período ficou em torno de 210 ml/litro.

A seguir, operamos o sistema com a idade de lodo de 30 dias. A figura 4.2 mostra os valores do TL nesta idade de lodo. Pode-se observar desta feita, que a variação ocorrida nes

ta fase é bem menor daquela verificada no período inicial anterior. O sistema estabiliza-se rapidamente, sendo que após o dia 01.07.87 não ocorreram variações significativas, podendo admitimos o sistema em equilíbrio. O valor médio do TL, neste período, foi de 170 ml/litro.

Em seqüência, o sistema foi operado com a idade de lodo de 20 dias. A figura 4.3 registra a variação do teor de lodo neste período. Os primeiros dias de operação com esta idade apresentaram valores de lodo semelhantes aos últimos valores do período anterior, com uma pequena tendência decrescente. No entanto, após o dia 29.07.87, contrariando a expectativa lógica, os valores do teor do lodo apresentaram acréscimos cumulativos.

O decréscimo da massa de lodo no reator, relacionado com o decréscimo da idade de lodo, era um comportamento esperado, visto que o volume de lodo descartado diariamente, utilizando-se o controle hidráulico da idade do lodo, é inversamente proporcional ao valor da idade do lodo.

Desta forma, atribuímos o acréscimo ocorrido a problemas de sedimentação, diretamente relacionados com o fenômeno denominado de **bulking**, o qual apresenta-se com alguma frequência na operação de sistemas de tratamento por lodos ativados.

Em busca de auxílio na bibliografia, perdemos alguns dias em pesquisas e, também, tentando identificar a ocorrência de microorganismos filamentosos que justificassem o comportamento observado.

Estes estudos levaram-nos a uma investigação mais acurada do fenômeno de nitrificação e desnitrificação biológica.

Entre outros autores, FERREIRA (1981) nos aponta que a nitrificação sempre é alta quando o sistema é operado com

elevadas idades de lodo. Isto porque a ocorrência de nitrificação requer idades de lodo maiores do que aquelas necessárias para a estabilização da matéria carbonácea somente. As bactérias nitrificantes, que são autotróficas, têm uma taxa de produção muito menor do que as bactérias heterotróficas, responsáveis pela degradação da matéria carbonácea, sendo necessário, portanto, idades de lodo maiores para que a nitrificação ocorra efetivamente.

Também a temperatura tem efeitos sobre a nitrificação. A taxa de produção dos organismos nitrificantes dobra a cada 6°C de aumento da temperatura, segundo DOWNING (1964). Este autor fornece a equação (54) para o cálculo da idade de lodo mínima necessária para a ocorrência de nitrificação:

$$\theta_{C_m} = 3,0 (1,123)^{20-T} \quad (54)$$

onde,

θ_{C_m} = idade do lodo mínima para a ocorrência de nitrificação à temperatura T em dias;

3,0 = idade do lodo mínima para a nitrificação à temperatura de 20°C ;

1,123 = coeficiente de atividade da temperatura;

T = temperatura, em $^{\circ}\text{C}$.

Utilizando-se a equação (54) para a temperatura mais baixa ocorrida no período, 10°C , a idade do lodo mínima necessária para a ocorrência de nitrificação foi calculada em 10 dias. Este valor é menor do que a idade do lodo em que o sistema apresentou problemas, ou seja, $\theta_c = 20$ dias.

A literatura indica, também, que as baixas cargas orgânicas aplicadas contribuem para a ocorrência de nitrificação. Isto é explicado pelo fato da idade do lodo relacionar-se inversamente à taxa de aplicação orgânica. Como o nosso sistema

opera com idades do lodo elevadas, é esperado baixas taxas de aplicação orgânica. Em nossas experiências, para as idades de lodo de 40, 30, 20 e 10 dias, as taxas orgânicas foram de 0,16; 0,18; 0,25 e 0,36 gDQO/g SSV.d, respectivamente. A nitrificação é mais efetiva quando se utiliza baixas cargas orgânicas, isto porque, baixas taxas de aplicação determinam uma menor produção de lodo e, por conseguinte, um menor consumo de amônia na síntese deste lodo, resultando uma maior quantidade de amônia disponível para a nitrificação.

Outra condição fundamental para a ocorrência de nitrificação no processo é o nível de oxigênio dissolvido (OD) no tanque de aeração. A concentração de oxigênio dissolvido no sistema é função do sistema de aeração do processo, e sua operação. Em nossos experimentos, procuramos manter a concentração de oxigênio dissolvido sugerida pelo projetista para a operação da ETESM, ou seja, em torno de $1,0 \text{ g/m}^3$.

Observando-se a figura 4.7, verifica-se que, por um descontrole operacional, a concentração de O.D. subiu rapidamente após o dia 26.07.87, sendo que a variação do pH apresentou um decréscimo, tendo sido registrados valores em torno de 5,0. Esta queda do pH pode ser explicada a partir da reação geral da oxidação da amônia no processo de nitrificação:



Na oxidação da amônia (NH_4^+) é consumida alcalinidade (HCO_3^-) e, ao mesmo tempo, é formado ácido carbônico (H_2CO_3). Desta forma, devido ao decréscimo da alcalinidade e ao aumento do ácido carbônico produzido no processo de nitrificação, o pH tende a diminuir.

Analisando-se, simultaneamente, as figuras 4.3 e 4.7, verificamos que o comportamento atípico do teor de lodo na idade do lodo de 20 dias coincide com o aumento do nível de O.D.

a valores maiores do que 1,0 mg/l no período de 26.07.87 a 12.08.87, aproximadamente. Dentro deste mesmo intervalo, os valores de pH apresentaram uma queda significativa. Embora não tenhamos resultados de análises de nitrogênio no período, é razoável acreditar que o excesso de ar fornecido ao sistema, juntamente com uma temperatura média maior, fizeram com que a nitrificação no período ocorresse a níveis elevados, bem superiores àqueles alcançados com a operação nas demais idades de lodo. O comportamento atípico do teor de lodo no período, pode ser explicado pelo fenômeno da desnitrificação biológica. A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas facultativas que, sob condições anaeróbias, utilizam o oxigênio dos nitratos (NO_3^-) como fonte de energia. No processo do lodo ativado, a desnitrificação pode ocorrer no fundo do decantador secundário, onde se encontra depositada a massa de lodo. Neste local, o oxigênio adjacente é rapidamente consumido pela massa de organismos, criando-se um ambiente anaeróbio, conforme sugere FERREIRA (1981). Havendo a presença de nitratos, as bactérias desnitrificantes passam a usá-lo como fonte de energia. Como resultado da reação de desnitrificação, desprende-se gás nitrogênio (N_2), e isto faz com que partículas de lodo subam à superfície, influenciando negativamente nas características da sedimentação.

A conversão do nitrogênio amoniacal (NH_3) à nitratos (NO_3^-) foi de 14%, 50%, 86% e 80% para as idades de lodo de 40, 30, 20 e 10 dias, respectivamente. A majoração percentual para as idades de 20 e 10 dias deveu-se à abundância de oxigênio dissolvido e no aumento da temperatura no período, conforme pode ser observado nas figuras 4.7 e 4.8. O processo de nitrificação se perfaz em dois estágios. No primeiro, os microorganismos denominados Nitrosomonas transformam o nitrogênio amoniacal em nitritos e, no segundo, os microorganismos denomina-

dos Nitrobacter transformam os nitritos em nitratos. Os microorganismos (Nitrosomonas) que atuam no primeiro estágio são de reação mais lenta do que as nitrobactérias que atuam no segundo estágio. Sendo assim, a presença de nitritos no efluente do sistema é muito pequena, uma vez que ele é rapidamente convertido à nitratos pelas nitrobactérias.

O balanceamento do resultado das análises de nitrogênio total (NTK) no afluente (esgoto bruto) e efluente (esgoto tratado) é, também, um bom indicador para avaliação da ocorrência de nitrificação. A redução de NTK nas idades de lodo de 40, 30, 20 e 10 dias foi da ordem de 11%, 17%, 43% e 43%, respectivamente. Observando-se estes valores, verifica-se as idades de lodo de 20 e 10 dias apresentaram uma redução de NTK bem maior, diferença esta que atribuímos ao aumento da temperatura média durante a operação do reator com estas idades e, também, ao acréscimo do nível do oxigênio dissolvido.

A análise dos resultados obtidos com a operação da ETESM, com idade de lodo de 30 dias, em relação à nitrificação, conforme dados da tabela 4.1, revela-nos que a conversão do nitrogênio amoniacal (NH_3) a nitratos foi da ordem de 88% e que a redução de NTK entre esgoto afluente e esgoto tratado esteve na ordem de 93%. A manutenção do nível de oxigênio dissolvido em valores iguais ou superiores a $1,5 \text{ g/m}^3$ no tanque de aeração, seguramente foi um dos fatores determinantes para a elevada nitrificação verificada no processo.

Retornando às considerações sobre o teor de lodo, verificamos que, na idade de lodo de 20 dias, após a correção do excesso de ar no reator, o teor do lodo estabilizou-se, com um valor médio de 200 mg/l, levando-nos a considerar o sistema próximo do equilíbrio.

Em seqüência, operamos o sistema com a idade de lodo de 10 dias. A figura 4.4 demonstra a variação do TL no período. Observe-se que, corrigidos os fatores que nos trouxeram,

no período anterior, nitrificação e desnitrificação a níveis não desejáveis, o sistema voltou a comportar-se de maneira similar às duas primeiras idades de lodo operadas, apresentando um decréscimo no TL nos primeiros dias de operação com a nova idade de lodo. Com o decorrer do tempo e a estabilização do sistema, o valor do teor de lodo linearizou em torno de 120 mg/l, evidenciando o estado de equilíbrio.

Juntamente com o controle do teor de lodo, graficamos as curvas de sedimentação do lodo. Este controle de sedimentação foi efetivado após a estabilização do TL, na faixa de provável equilíbrio do sistema. As figuras 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12 mostram as curvas de sedimentação para as idades de lodo de 40, 30, 20 e 10 dias, respectivamente.

As características de sedimentação do lodo, em todas as idades de lodo operadas, são típicas da decantação zonal encontradas nos decantadores secundários do processo de lodos ativados em função da natureza e concentração dos flocos de lodo. De acordo com ECKENFELDER & FORD (1970), a decantação zonal é característica em suspensões cujas concentrações de sólidos excedam 500 g/m^3 . Em nossos experimentos, a concentração de sólidos suspensos totais (SST) no líquido sob aeração foi igual à 3.090 g/m^3 , 2.501 g/m^3 , 1.693 g/m^3 e 1.183 g/m^3 para as idades de lodo de 40, 30, 20 e 10 dias, respectivamente. Conforme mostra a tabela 4.2, o índice volumétrico de lodo também apresentou resultados razoáveis quanto às características de sedimentação; os valores do IVL de $68 \text{ cm}^3/\text{g}$, $68 \text{ cm}^3/\text{g}$ e $101 \text{ cm}^3/\text{g}$ para as idades de lodo respectivas e 40, 30 e 10 dias se encontram dentro do intervalo recomendado para boa sedimentabilidade do lodo. Da mesma forma, os resultados apresentados pela operação da ETESM - veja tabela 4.3 - estão satisfatórios. Observe-se que para a idade de lodo de 20 dias, onde houveram problemas de sedimentação no início do período, o IVL apresentou um valor de $118 \text{ cm}^3/\text{g}$, o qual está um pouco acima do recomendado. No entanto, analisando a curva de sedimentação para esta idade de lodo - vide figura 4.11 - concluímos que, após as correções dos problemas ocorridos, as condições de sedimentação ainda foram razoáveis.

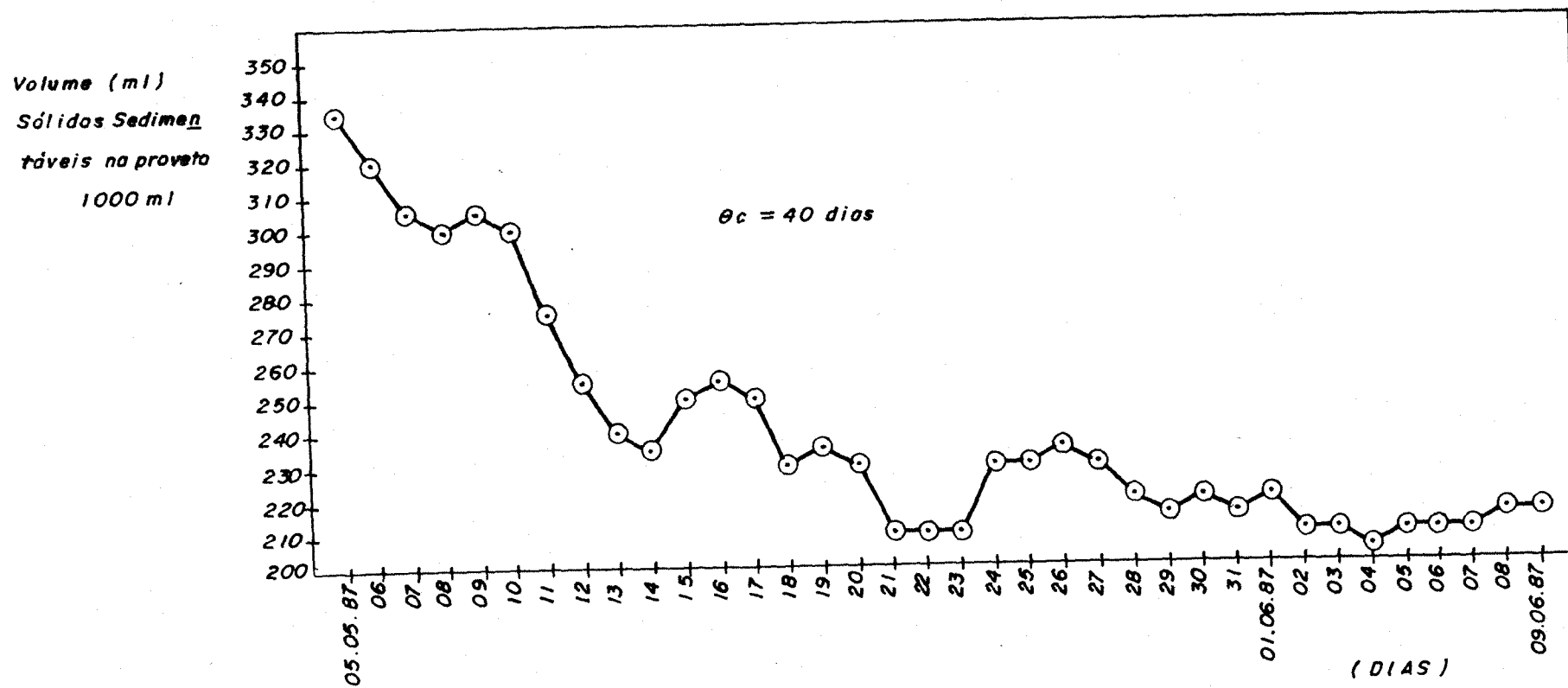


Fig.4.1 - Variação do volume dos sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml.

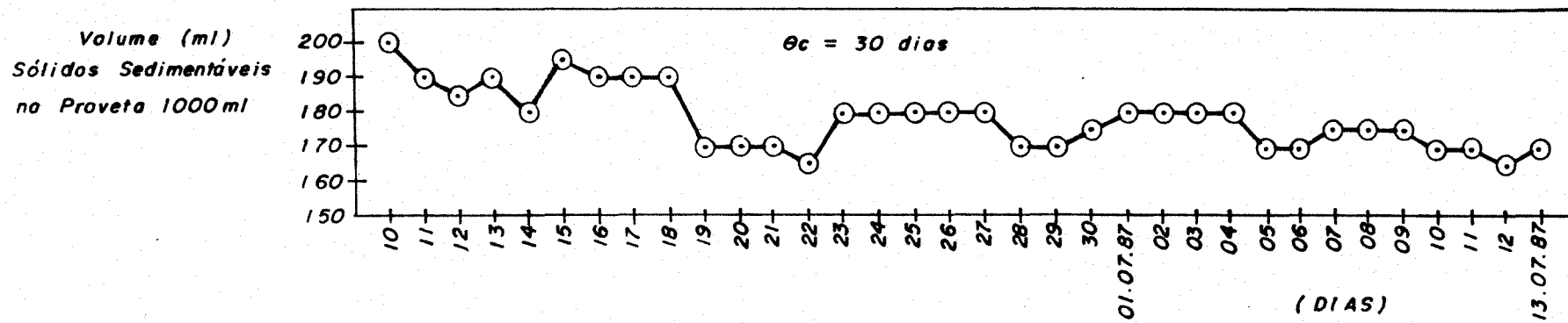


Fig.4.2.- Variação do volume dos sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml.

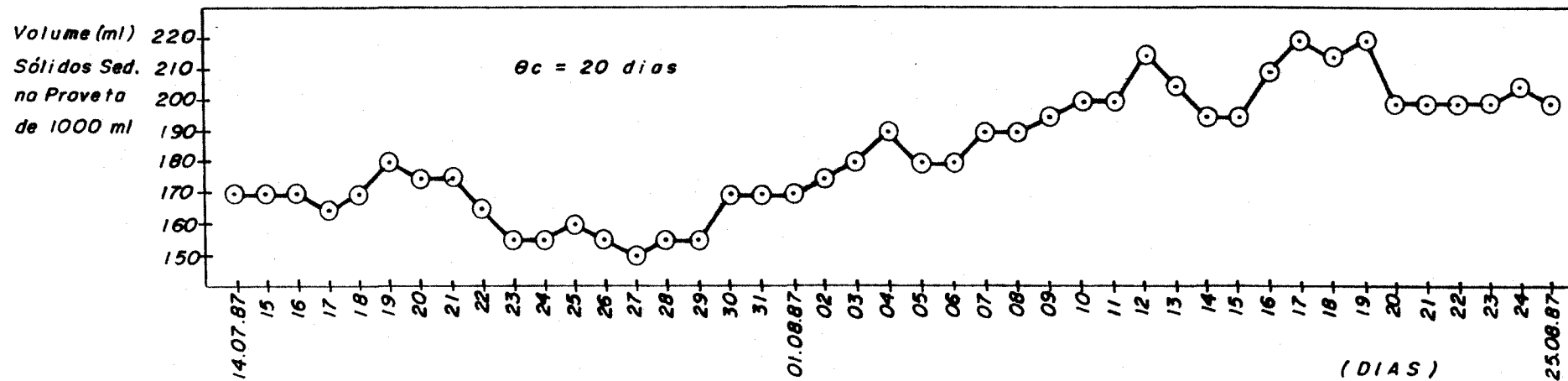


Fig.4.3 - Variação do volume dos sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml.

$\theta_c = 10 \text{ dias}$

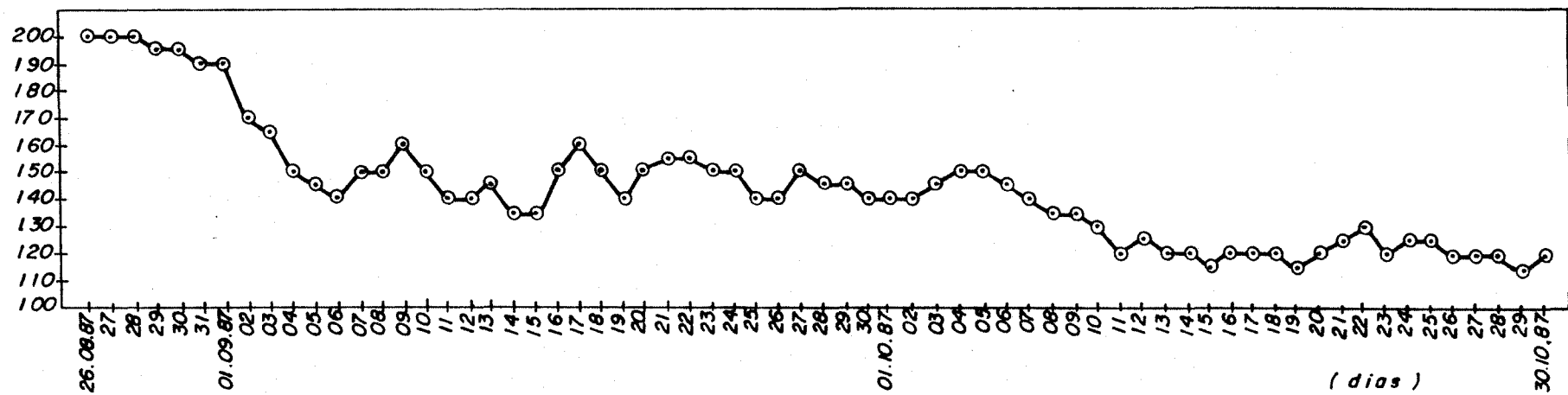


Fig.4.4 - Variação do volume dos sólidos sedimentáveis na proveta de 1000 ml.

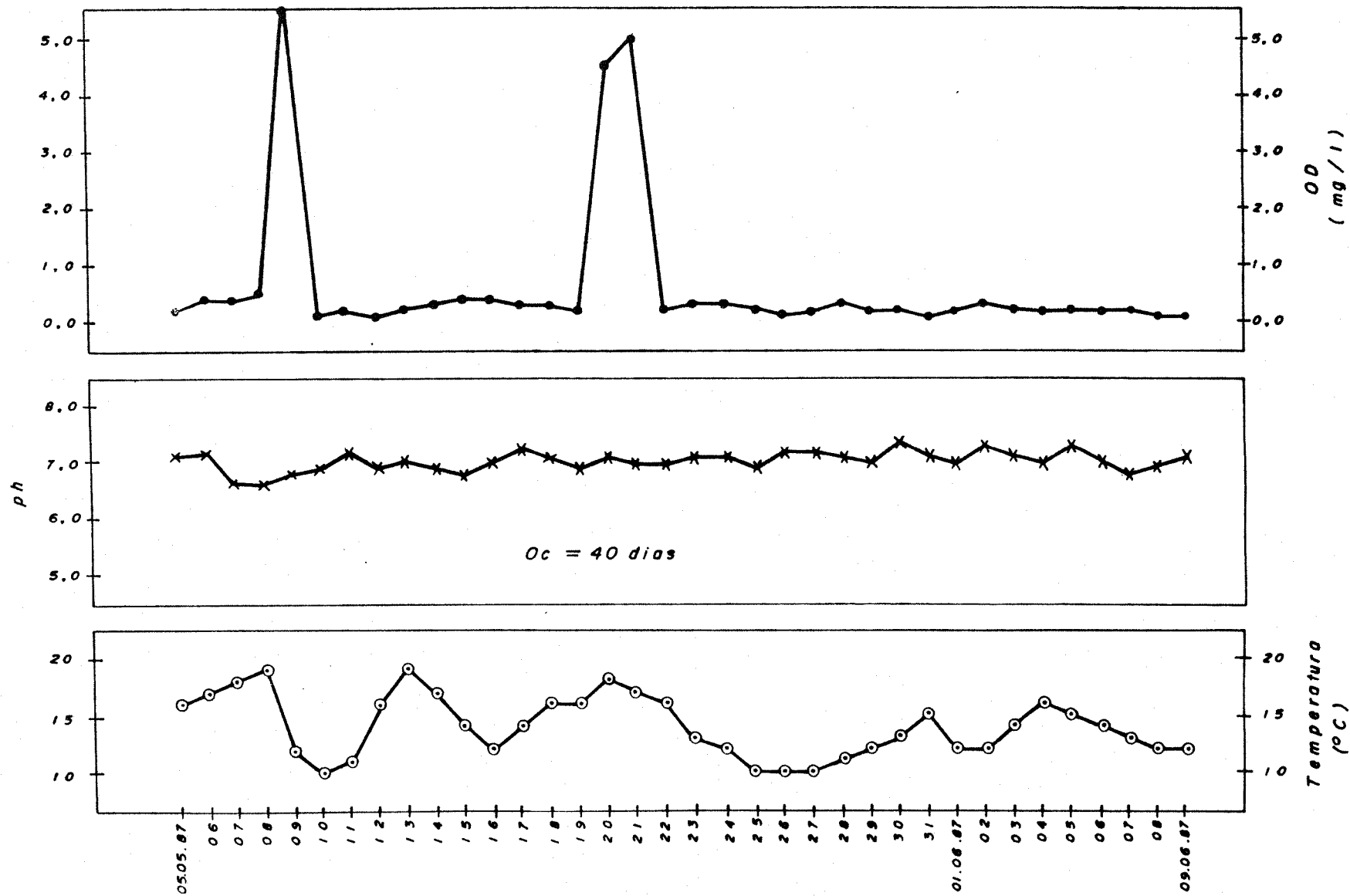


Fig.4.5 - Variação da temperatura, pH e oxigênio dissolvido do líquido sob aeração.

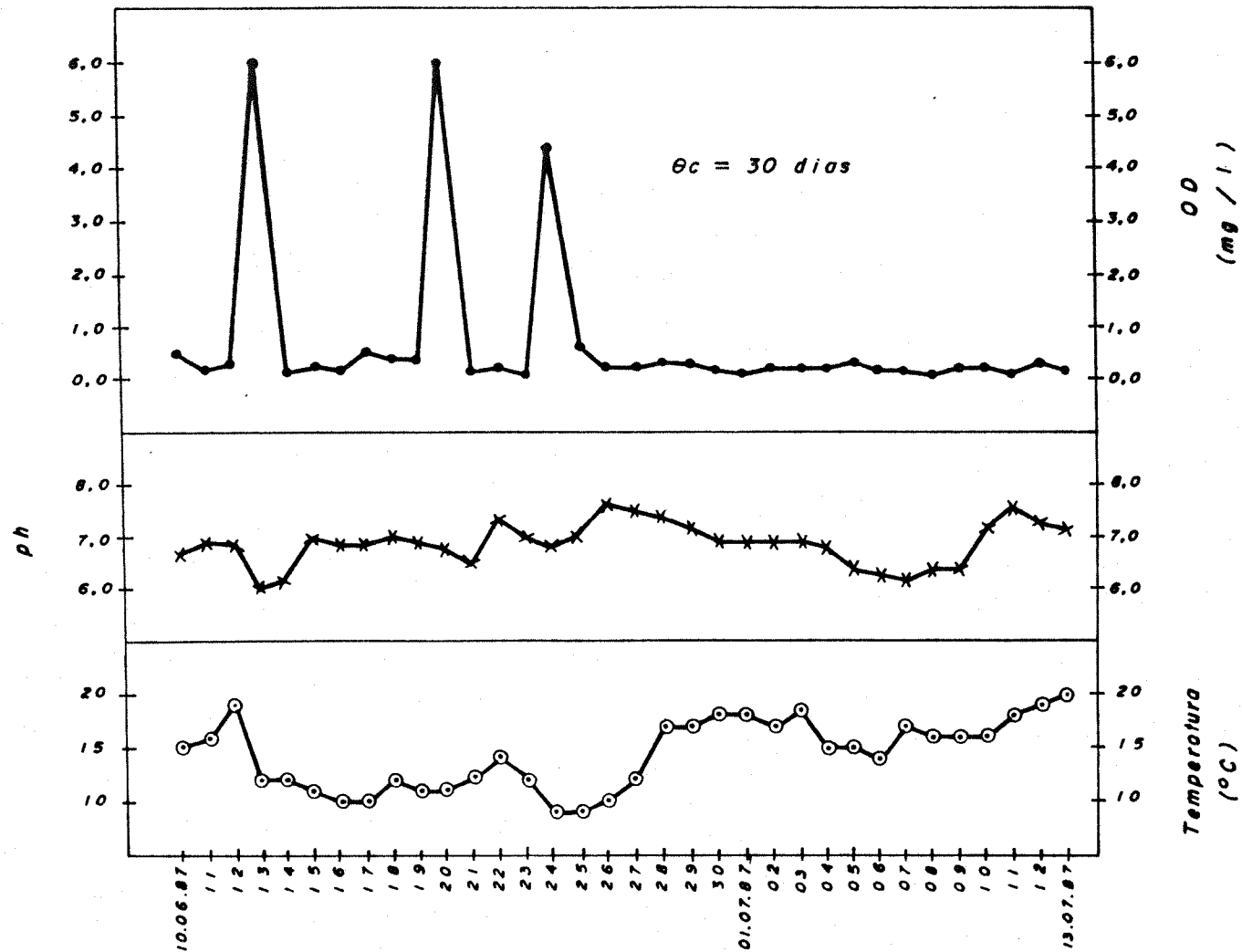


Fig.4.6 - Variação da temperatura, pH e oxigênio dissolvido no líquido sob aeração.

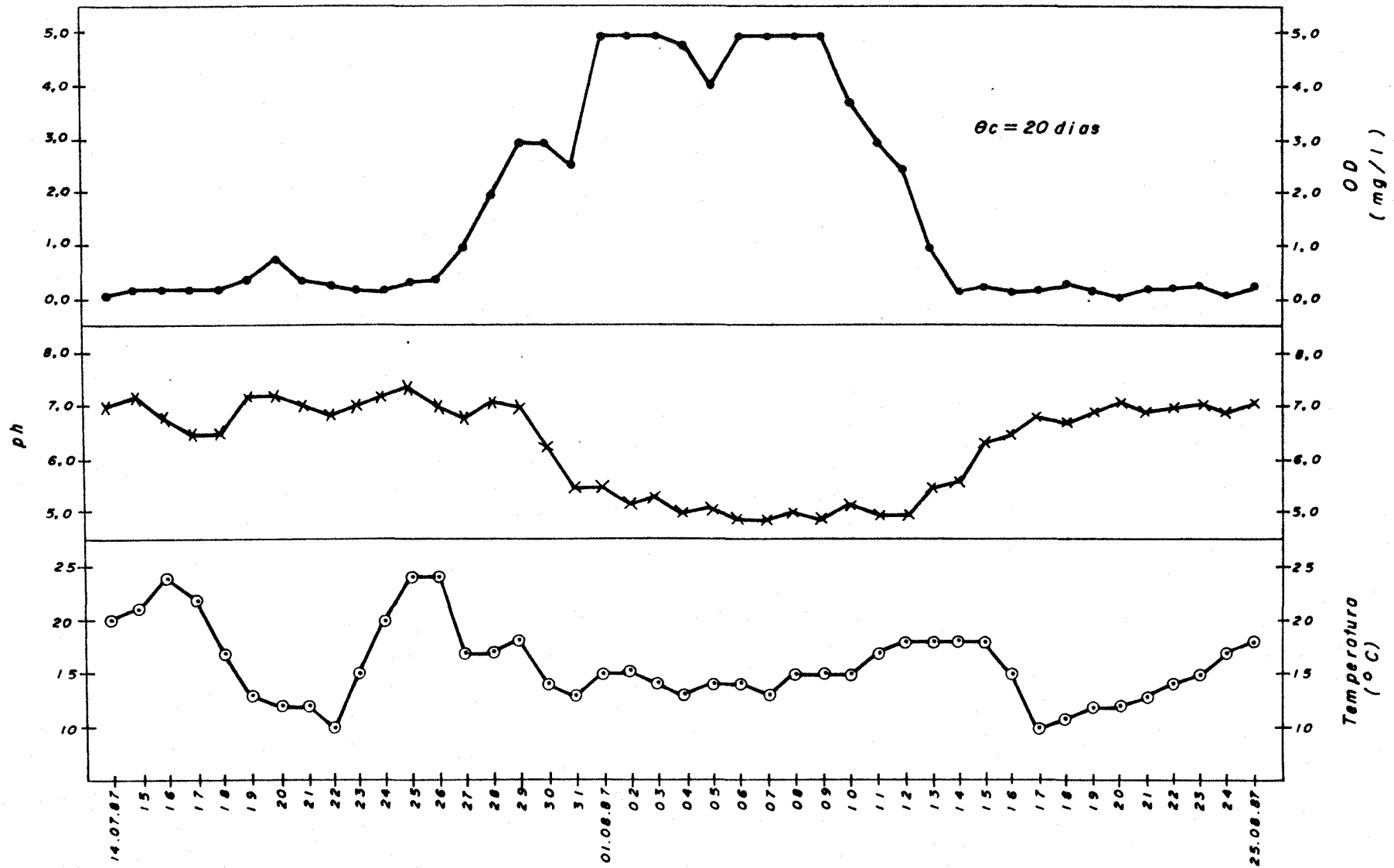


Fig.4.7 - Variação da temperatura, pH e oxigênio dissolvido no líquido sob aeração.

$\theta_c = 10 \text{ dias}$

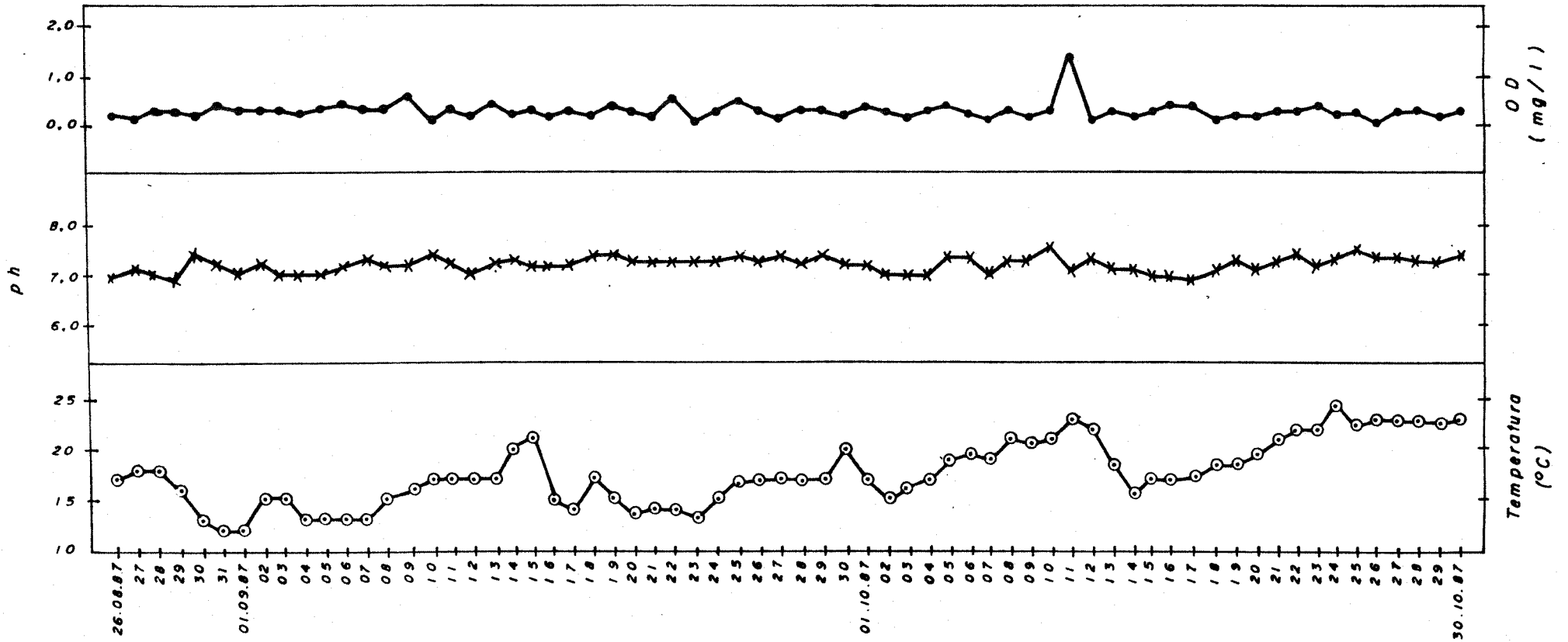


Fig.4.8 - Variação da temperatura, pH e oxigênio dissolvido no líquido sob aeração.

TABELA 4.1 - Resultados das análises do grupo Nitrogênio,
na operação da ETESM

PARÂMETROS (mg/l)	NITROGÊNIO TOTAL KEJLDAHL		NITROGÊNIO AMONÍACAL (NH ₃)		NITRATOS (NO ₃)		NITRITOS (NO ₂)	
	Esgoto bruto	Esgoto tratado	Esgoto bruto	Esgoto tratado	Esgoto bruto	Esgoto tratado	Esgoto bruto	Esgoto tratado
ETESM θ _c = 30 dias								
Período de 10.06.87 a 13.07.87	32	2	18	1	-	16	-	0,11

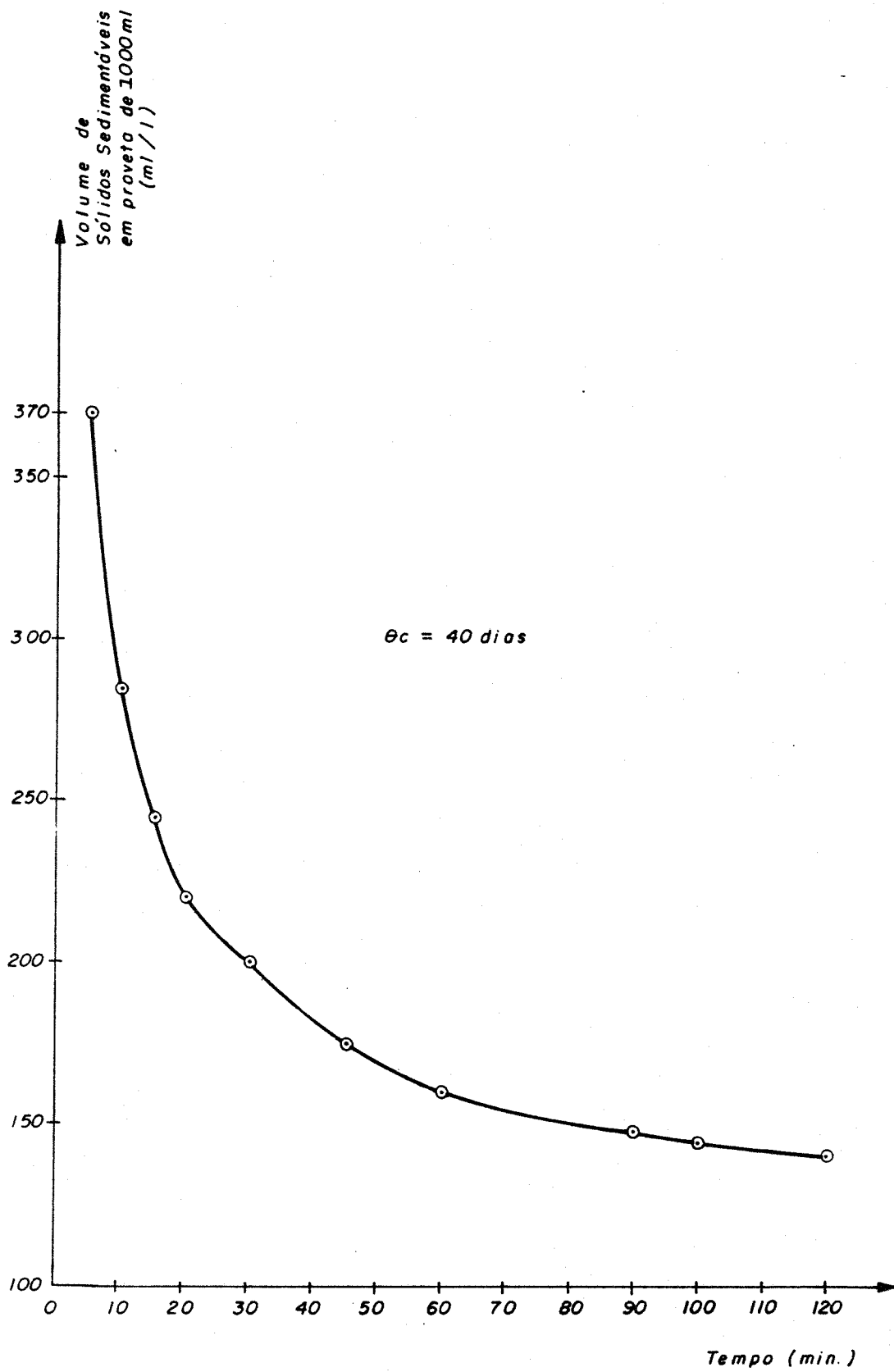


Fig.4.9 - Teste de decantação do lodo ativado.

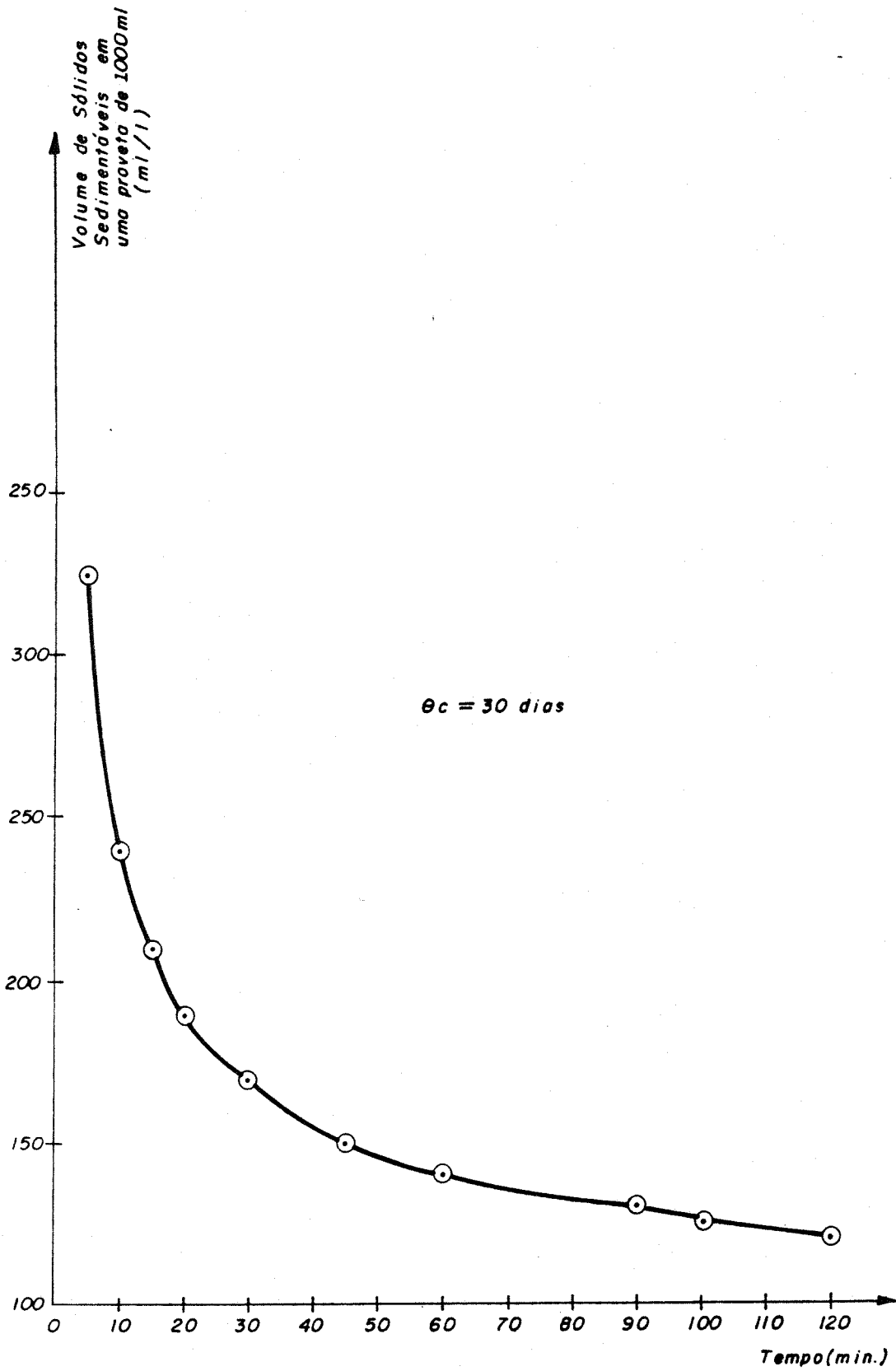


Fig.4.10 - Teste de decantação do lodo.

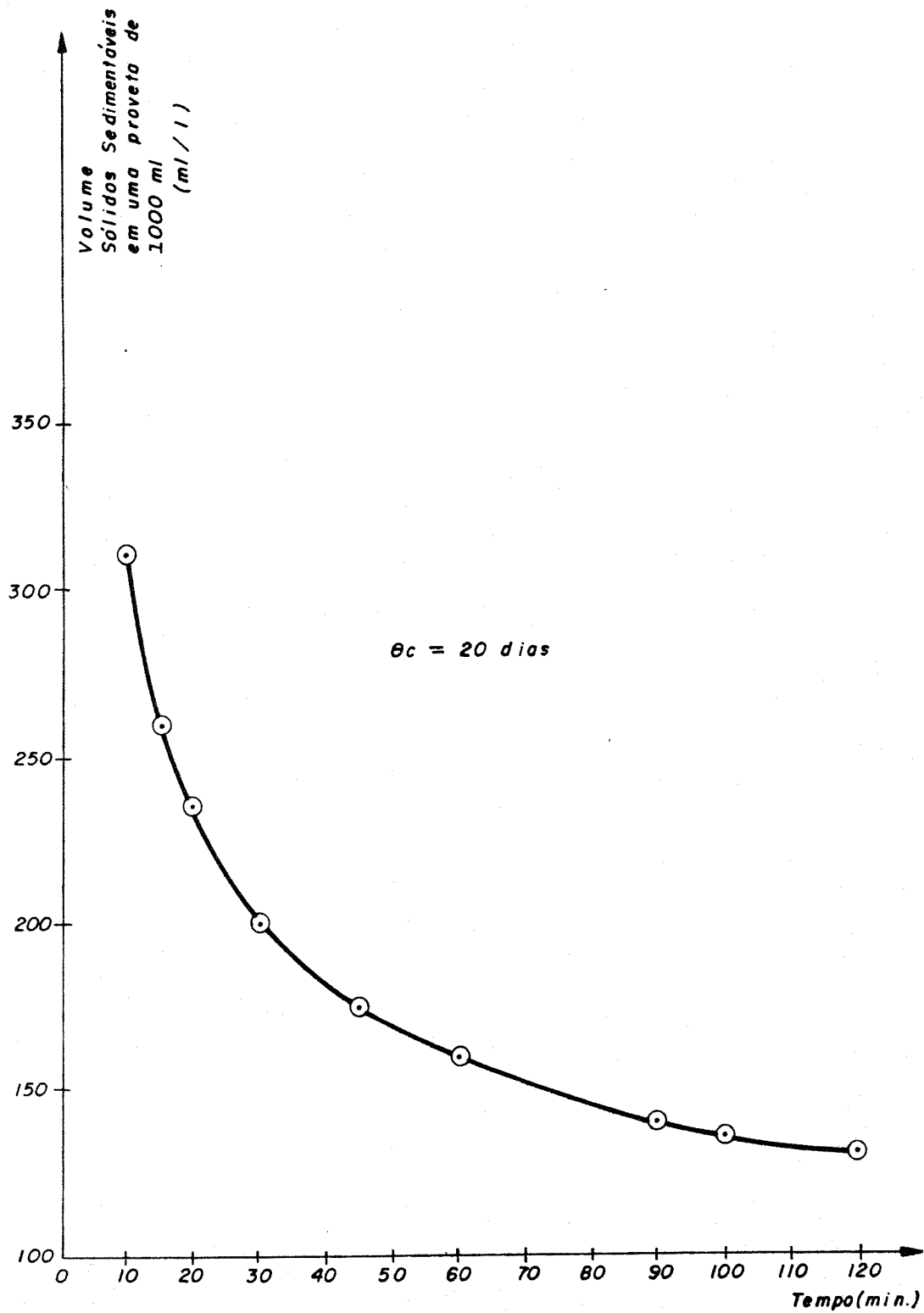


Fig.4.11 - Teste de decantação do lodo.

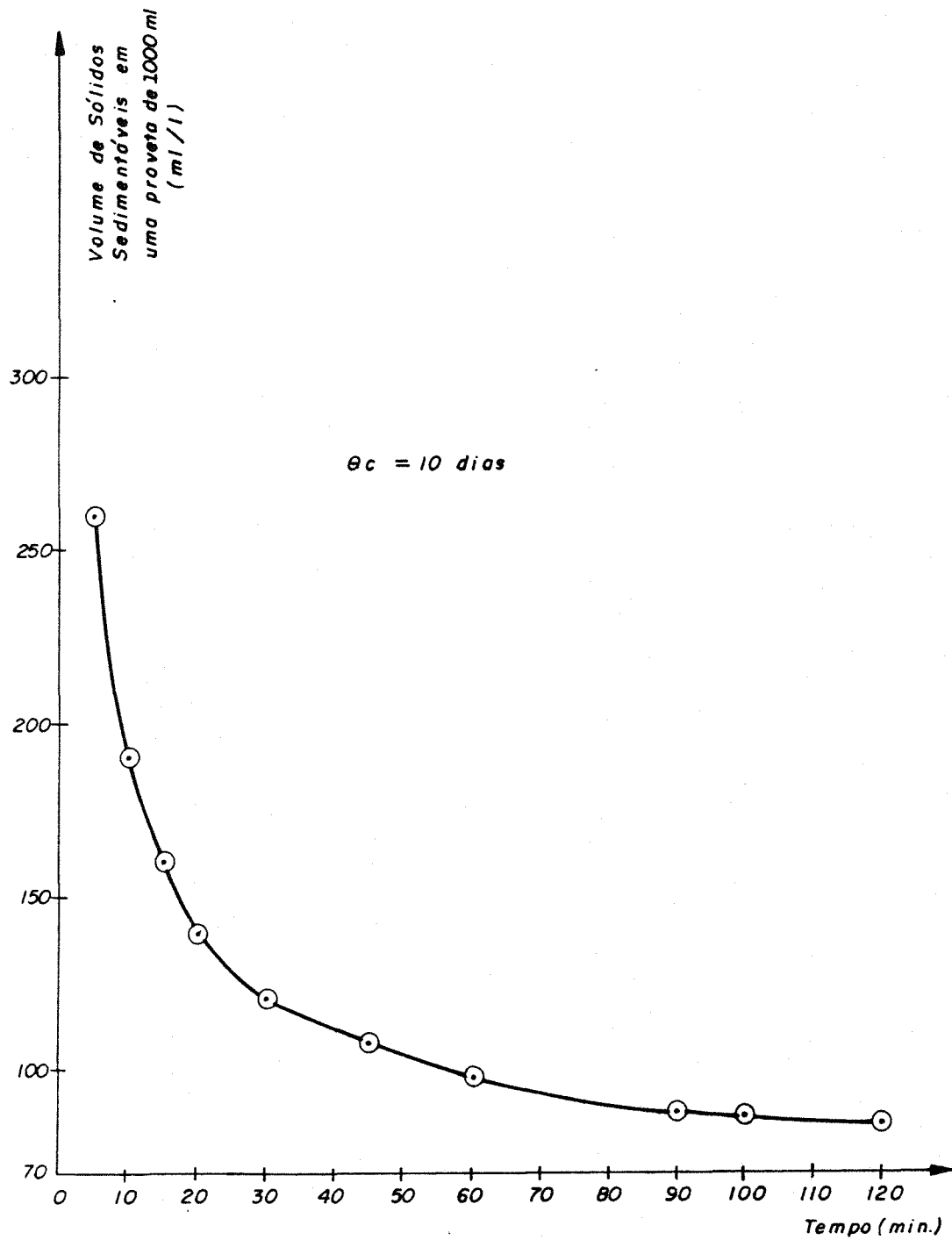


Fig.4.12 - Teste de decantação do lodo ativado.

TABELA 4.2 - SST, Sólidos Sedimentáveis e IVL
do líquido sob aeração no reator de bancada.

PARÂMETROS IDADE DO LODO (d)	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (g/m^3)	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (cm^3/m^3)	ÍNDICE VOLUMÉTRICO do LODO (cm^3/g)
40	3.090	210	68
30	2.501	170	68
20	1.693	200	118
10	1.183	120	101

TABELA 4.3 - SST, Sólidos Sedimentáveis e IVL
do líquido sob aeração na ETESM.

PARÂMETROS ETESM $\theta_c = 30$ dias	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (g/m^3)	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (cm^3/m^3)	ÍNDICE VOLUMÉTRICO do LODO (cm^3/g)
Período de 10.06.87 a 13.07.87	3.401	253	74

Com o fim de complementarmos a caracterização do lodo, efetivamos o teste da resistência específica do lodo, parâmetro que mede a facilidade de desagüe do lodo.

A metodologia adotada foi a sugerida por ADAMS et alii (1981). O teste foi realizado com o lodo proveniente da ETESM, operando com a idade de lodo de 30 dias.

Os dados coletados durante a "corrida" do filtro de Buchner estão relacionados na figura 4.13, onde plotamos nas abscissas o volume filtrado em cada intervalo de tempo respectivo e nas ordenadas o cociente tempo/volume. O coeficiente angular da reta ajustada aos pontos plotados é igual a "a" na equação (55), que é derivada da equação básica da filtração, desenvolvida por Poiseilles e D'Arely. Assim:

$$a = \frac{\mu \cdot r \cdot c}{2 PA} \quad (55)$$

onde:

- μ = viscosidade do líquido filtrado, poises, g/cm.s;
- r = resistência específica (s^2/g);
- c = sólidos por unidade de volume do filtrado, g/cm³;
- P = vácuo aplicado (g/cm^2);
- A = área do filtro (cm^2).

O cálculo de c , sólidos depositados por unidade de volume do líquido filtrado é feito pela equação (56).

$$c = \frac{1}{[(100 - C_i)/C_i] - [(100 - C_f)/C_f]} \quad (56)$$

onde:

- C_i = concentração inicial de sólidos no lodo, % ou g/100ml;

C_f = concentração final de sólidos no lodo após filtração, % ou g/100ml.

Operando-se a equação (55), conseguimos isolar o valor da resistência específica (r), ou seja:

$$r = \frac{2 \cdot P A^2 a}{\mu \cdot c} \quad (s^2/g) \quad (57)$$

Para o nosso caso específico, o valor de a obtido na figura (4.13) foi de $0,0014 \text{ s/cm}^6$ e os demais valores os seguintes:

$$P = 15 \text{ "Hg ou } 526 \text{ g/cm}^2;$$

$$A = \frac{\pi \cdot D^2}{4} = \frac{\pi \cdot (11,5 \text{ cm})^2}{4} = 103,87 \text{ cm}^2;$$

$$\mu = 0,00895 \text{ poises};$$

$$c = \frac{1}{\left[\frac{(100-2)}{2} \right] - \left[\frac{(100-21)}{21} \right]} = \frac{1}{2,37} = 0,0237 \text{ g/ml} \text{ ou } 2,37\%$$

Assim, o cálculo da resistência específica fica:

$$r = \frac{2 \cdot 526 \cdot (103,87)^2 \cdot 0,0014}{0,00895 \cdot 0,0237} =$$

$$r = 7,5 \cdot 10^7 \text{ s}^2/\text{g}.$$

CULP et alii (1978) sugerem, para lodos digeridos, um intervalo de variação para a resistência específica entre 14 e $70 \times 10^9 \text{ s}^2/\text{g}$.

A variante por aeração prolongada, empregada no processo de lodos ativados da ETESM, confere ao lodo oriundo deste sistema, características semelhantes ao lodo digerido por outros processos de digestão.

O resultado obtido para a resistência específica

com o lodo da ETESM está fora do intervalo de variação típica para lodos digeridos. Isto indica que poderão existir problemas de desagüe de lodo nas operações dos leitos de secagem, filtro prensa ou outras instalações utilizadas.

Esta indicação vem a se confirmar na operação da ETESM, onde o desagüe do lodo nos leitos de secagem não se processa satisfatoriamente.

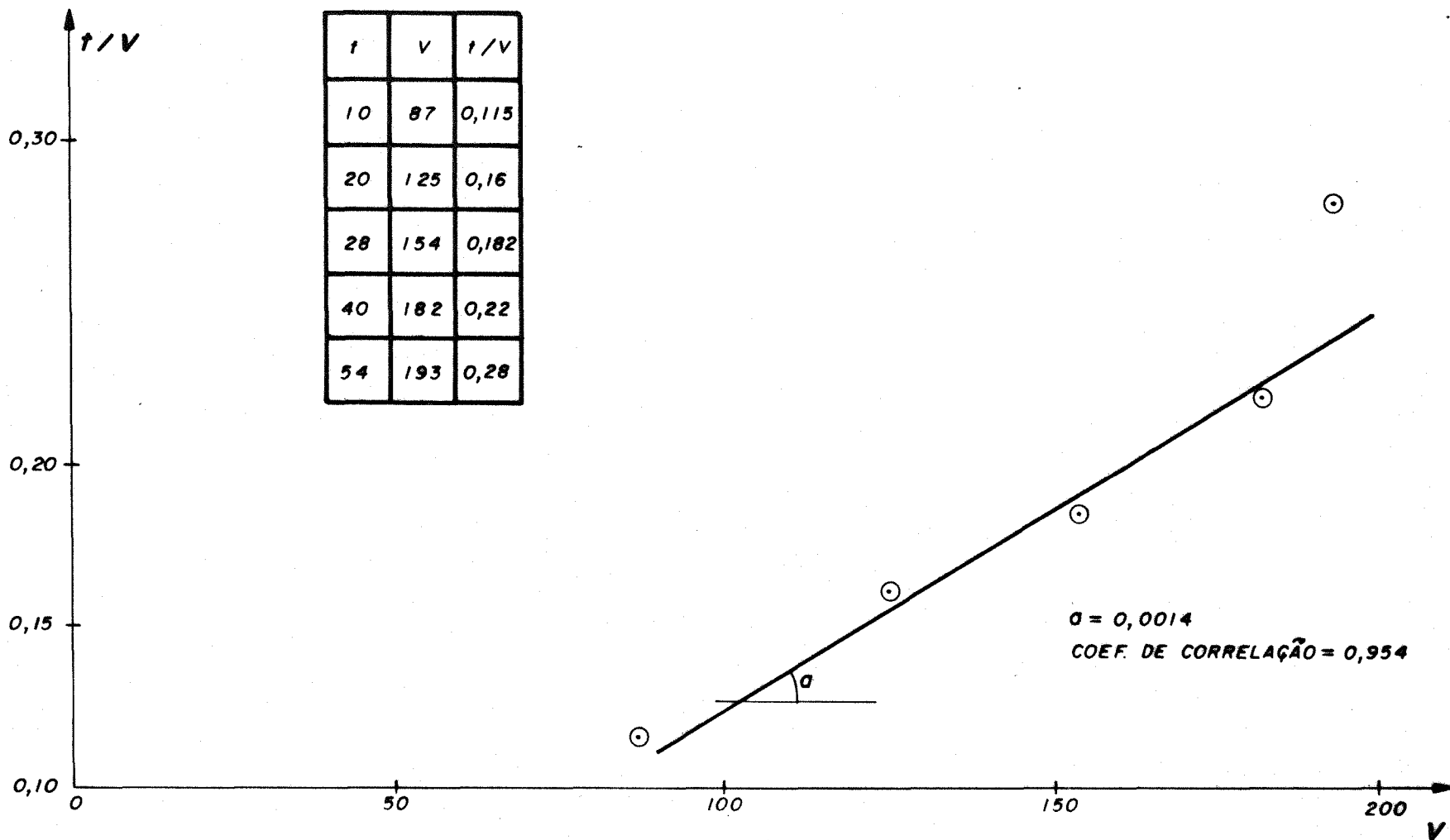


Fig.4.13 - Teste de resistência específica do lodo - determinação de a.

4.2. RESULTADOS

A verificação da teoria da idade do lodo pode ser feita comparando-se os valores dos parâmetros apresentados no item 2.3, calculados teoricamente com os valores dos parâmetros obtidos experimentalmente.

Apresentamos, a seguir, os cálculos teóricos para cada uma das idades do lodo analisadas, utilizando as seguintes condições:

- I - Considerando os valores das constantes Y, b e K, assumidos pelo projetista:

$$Y = 0,4 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DQO}}$$

$$b = 0,06 \text{ d}^{-1}$$

$$K = 0,026 \text{ l/mg.d}$$

- II - Considerando os valores das constantes Y, b e K, determinados neste trabalho:

$$Y = 0,41 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DQO}}$$

$$b = 0,04 \text{ d}^{-1}$$

$$K = 0,022 \text{ l/mg.d.}$$

4.2.1. **Aplicação da teoria da idade do lodo para $\theta_c = 10d$.**

4.2.1.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1 + b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} = \frac{1 + 0,06 \cdot 10}{0,4 \cdot 0,026 \cdot 10} = 15,38 \text{ g/m}^3$$

b) Massa de SSV no reator, correspondente aos organismos ativos (MXa):

$$Q = 30 \text{ l/d} = 0,03 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$S_i = 281 \text{ mg/l (DQO)}$$

$$MXa = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta_c} = \frac{(281 - 15,38) \cdot 0,4 \cdot 10 \cdot 0,03}{1 + 0,06 \cdot 10} =$$

$$MXa = 19,92 \text{ g.}$$

c) Massa de SSV no reator, correspondente ao resíduo endógeno (MXe):

$$MXe = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MXa = 0,2 \cdot 0,06 \cdot 10 \cdot 19,92$$

$$MXe = 2,39 \text{ g.}$$

d) Massa de SSV no reator (MXv):

$$MXv = MXa + MXe$$

$$MXv = 19,92 + 2,39 =$$

$$MXv = 22,31 \text{ g.}$$

e) Concentração de SSV no reator (X_v):

$$X_v = \frac{MX_v}{V} = \frac{22,31 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$X_v = 743 \text{ g/m}^3.$$

4.2.1.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1+b.\theta_c}{Y.K.\theta_c} = \frac{1+0,04.10}{0,41.0,022.10}$$

$$S = 15,52 \text{ g/m}^3.$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos (MX_a):

$$MX_a = \frac{(S_i - S).Y.\theta_c.Q}{1 + b.\theta_c} = \frac{(281 - 15,52).0,41.10.0,03}{1 + 0,04 . 10}$$

$$MX_a = 23,32 \text{ g}.$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno (MX_e):

$$MX_e = 0,2.b.\theta_c.MX_a = 0,2.0,04.10.23,32$$

$$MX_e = 1,86 \text{ g}.$$

d) Massa de SSV no reator (MX_v):

$$MX_v = MX_a + MX_e$$

$$MX_v = 23,32 + 1,86$$

$$MX_v = 25,18 \text{ g}.$$

e) Concentração de SSV no reator (X_v):

$$X_v = \frac{MX_v}{V} = \frac{25,18 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$X_v = 839 \text{ g/m}^3.$$

4.2.2. Aplicação da teoria da idade do lodo para $\theta_c = 20$ dias

4.2.2.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista:

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1+b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} = \frac{1+0,06 \cdot 20}{0,4 \cdot 0,026 \cdot 20}$$

$$S = 10,58 \text{ g/m}^3.$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos (MX_a):

$$MX_a = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta_c} = \frac{(281 - 10,58) \cdot 0,4 \cdot 20 \cdot 0,03}{1 + 0,06 \cdot 20}$$

$$MX_a = 29,50 \text{ g}.$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno (MX_e):

$$MX_e = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MX_a = 0,2 \cdot 0,06 \cdot 20 \cdot 29,50$$

$$MX_e = 7,08 \text{ g}.$$

d) Massa de SSV no reator (MX_v):

$$MX_v = MX_a + MX_e$$

$$MX_v = 29,50 + 7,08$$

$$MX_v = 36,58 \text{ g.}$$

e) Concentração de SSV no reator (X_v):

$$X_v = \frac{MX_v}{V} = \frac{36,58 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$X_v = 1.219 \text{ g/m}^3.$$

4.2.2.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1+b.\theta c}{Y.K.\theta c} = \frac{1+0,04.20}{0,41.0,022.20}$$

$$S = 9,98 \text{ g.}$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos (MX_a):

$$MX_a = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta c} = \frac{(281 - 9,98) \cdot 0,41 \cdot 20 \cdot 0,03}{1 + 0,04 \cdot 20}$$

$$MX_a = 37,04 \text{ g.}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno (MX_e):

$$MX_e = 0,2 \cdot b \cdot \theta c \cdot MX_a = 0,2 \cdot 0,04 \cdot 20 \cdot 37,04$$

$$MX_e = 5,93 \text{ g.}$$

d) Massa de SSV no reator (MX_v):

$$MX_v = MX_a + MX_e$$

$$MX_v = 37,04 + 5,93$$

$$MX_v = 42,97 \text{ g.}$$

e) Concentração de SSV no reator (X_v):

$$X_v = \frac{MX_v}{V} = \frac{42,97 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$X_v = 1.432 \text{ g/m}^3.$$

4.2.3. Aplicação da teoria da idade do lodo para $\theta_c = 30$ dias

4.2.3.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista:

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1+b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} = \frac{1+0,06 \cdot 30}{0,4 \cdot 0,026 \cdot 30}$$

$$S = 8,97 \text{ g.}$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos (MX_a):

$$MX_a = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta_c} = \frac{(281 - 8,97) \cdot 0,4 \cdot 30 \cdot 0,03}{1 + 0,06 \cdot 30}$$

$$MX_a = 34,96 \text{ g.}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno (MXe):

$$MXe = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MXa = 0,2 \cdot 0,06 \cdot 30 \cdot 34,96$$

$$MXe = 12,59 \text{ g.}$$

d) Massa de SSV no reator (MXv):

$$MXv = MXa + MXe$$

$$MXv = 34,96 + 12,59$$

$$MXv = 47,55 \text{ g.}$$

e) Concentração de SSV no reator (Xv):

$$Xv = \frac{MXv}{V} = \frac{47,55 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$Xv = 1.585 \text{ g.}$$

4.2.3.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho:

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1+b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} = \frac{1+0,04 \cdot 30}{0,41 \cdot 0,022 \cdot 30}$$

$$S = 8,13 \text{ g.}$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos (MXa):

$$MXa = \frac{(Si-S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1+b \cdot \theta_c} = \frac{(281-8,13) \cdot 0,41 \cdot 30 \cdot 0,03}{1 + 0,04 \cdot 30}$$

$$MXa = 45,77 \text{ g.}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno (MXe):

$$MXe = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MXa = 0,2 \cdot 0,04 \cdot 30 \cdot 45,77$$

$$MXe = 10,98 \text{ g.}$$

d) Massa de SSV no reator (MXv):

$$MXv = MXa + MXe$$

$$MXv = 45,77 + 10,98$$

$$MXv = 56,75 \text{ g.}$$

e) Concentração de SSV no reator (Xv):

$$Xv = \frac{MXv}{V} = \frac{56,75 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$Xv = 1.892 \text{ g/m}^3.$$

4.2.4. Aplicação da teoria da idade do lodo para $\theta_c = 40$ dias

4.2.4.1. Usando as constantes assumidas pelo projetista:

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1+b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} = \frac{1+0,06 \cdot 40}{0,4 \cdot 0,026 \cdot 40}$$

$$S = 8,17 \text{ g/m}^3.$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos (MXa):

$$MXa = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta_c} = \frac{(281 - 8,17) \cdot 0,4 \cdot 40 \cdot 0,03}{1 + 0,06 \cdot 40}$$

$$MXa = 38,52 \text{ g.}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno (MXe):

$$MXe = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MXa = 0,2 \cdot 0,04 \cdot 40 \cdot 38,52$$

$$MXe = 12,33 \text{ g.}$$

d) Massa de SSV no reator (MXv):

$$MXv = MXa + MXe$$

$$MXv = 38,52 + 12,33$$

$$MXv = 50,85 \text{ g.}$$

e) Concentração de SSV no reator (Xv):

$$Xv = \frac{MXv}{V} = \frac{50,85 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$Xv = 1.695 \text{ g/m}^3.$$

4.2.4.2. Usando as constantes determinadas neste trabalho:

a) DQO presente no esgoto tratado (S):

$$S = \frac{1 + b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} = \frac{1 + 0,04 \cdot 40}{0,41 \cdot 0,022 \cdot 40}$$

$$S = 7,21 \text{ g/m}^3.$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos (MXa):

$$MXa = \frac{(Si-S).Y.\theta c.Q}{1+b.\theta c} = \frac{(281-7,21).0,41.40.0,03}{1+0,04.40}$$

$$MXa = 51,81 \text{ g.}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno (MXe):

$$MXe = 0,2.b.\theta c.MXa = 0,2.0,04.40.51,81$$

$$MXe = 16,58 \text{ g.}$$

d) Massa de SSV no reator (MXv):

$$MXv = MXa + MXe$$

$$MXv = 51,81 + 16,58$$

$$MXv = 68,39 \text{ g.}$$

e) Concentração de SSV no reator (Xv):

$$Xv = \frac{MXv}{V} = \frac{68,39 \text{ g}}{0,03 \text{ m}^3}$$

$$Xv = 2.279 \text{ mg/l.}$$

4.2.5. Resultados obtidos experimentalmente no reator de bancada.

Com a finalidade de determinarmos experimentalmente as constantes Y, b e K do processo, operamos o reator de bancada no período de 23.03.87 a 21.11.87, com cinco diferentes idades de lodo.

A tabela 4,4 abaixo mostra a variação da DQO nas diferentes idades de lodo e, também, o valor do SSV no líquido sob aeração para as diferentes idades do lodo operadas.

A variação da DQO no sistema, entre o esgoto bruto e tratado, nos dá a eficiência do processo, em termos de variação de substrato do afluente.

O valor do SSV no líquido sob aeração representa a concentração de microorganismos que participam do processo.

A operação do sistema com a idade de lodo de 5 dias não ofereceu resultados consistentes e foi, portanto, subtraída do presente trabalho.

TABELA 4.4 - Resultados de SSV e DQO obtidos experimentalmente no reator de bancada.

Idade do Lodo (d) \ PARÂMETROS	SSV (g/m^3) no líquido sob aeração	DQO (g/m^3) no esgoto BRUTO	DQO (g/m^3) no esgoto TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
40	1733	281	19	93,24
30	1535	281	20	92,88
20	1115	281	26	90,74
10	779	281	28	90,03

4.2.6. Resultados obtidos na operação da ETESM

Transcrevemos na tabela 4.5, a seguir, os resultados da variação da DQO entre o esgoto bruto e tratado e o valor do SSV no tanque de aeração da ETESM. Os dados são referentes ao período de 10.06.87 a 13.07.87, o mesmo em que o reator de bancada operou com a idade de lodo de 30 dias. Desta forma, se possibilita a comparação dos resultados entre um modelo piloto

e uma planta em escala real, com a mesma idade do lodo e no mesmo período de operação.

TABELA 4.5 - Resultados de SSV e DQO obtidos na operação da ETESM.

PARÂMETROS ETESM $\theta_c = 30$ dias	SSV (g/m^3) no líquido sob aeração	DQO (g/m^3) no esgoto BRUTO	DQO (g/m^3) no esgoto TRATADO	EFICIÊNCIA (%)
Período de 10.06.87 a 13.07.87	1900	281	22	92,17

4.2.7. Comparação entre os resultados dos principais parâmetros obtidos teoricamente, experimentalmente e operacionalmente.

As tabelas 4.6 e 4.7 apresentam, de forma comparativa, os resultados de dois dos principais parâmetros utilizados pela teoria de dimensionamento empregada na ETESM.

A tabela 4.6 mostra a variação da DQO no processo. A DQO, demanda química de oxigênio, foi assumida neste trabalho como indicador de substrato nos esgotos.

Analisando os resultados apresentados na tabela 4.6 observamos diferenças mínimas nos resultados calculados teoricamente e diferenças maiores entre os resultados teóricos e experimentais.

A tabela 4.7 mostra os resultados de SSV no líquido sob aeração. O valor de SSV no líquido sob aeração foi assumido neste trabalho como indicador da concentração de microorganismos no processo.

Existem diferenças entre os resultados teóricos e experimentais apresentados na tabela 4.7. As considerações a este respeito são feitas nas conclusões do presente trabalho.

TABELA 4.6 - Quadro comparativo dos resultados da DQO.

Idade do Lodo (d)	DQO (g/m ³) no esgoto TRATADO	RESULTADOS CALCULADOS COM BASE NA TEORIA DE DIMENSIONAMENTO		RESULTADOS OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE COM O REATOR DE BANCADA	RESULTADOS OBTIDOS COM A OPERAÇÃO DA ETESM
		COM AS CONSTANTES ASSUMIDAS PELO PROJETISTA	COM AS CONSTANTES DETERMINADAS NO TRABALHO		
40		8,17	7,20	19	
30		8,97	8,13	20	22
20		10,58	9,98	26	
10		15,38	15,52	28	

TABELA 4.7 - Quadro comparativo dos resultados de SSV no líquido sob aeração.

Idade do Lodo (d)	SSV (g/m ³) no líquido sob aeração	RESULTADOS CALCULADOS COM BASE NA TEORIA DE DIMENSIONAMENTO		RESULTADOS OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE COM O REATOR DE BANCADA	RESULTADOS OBTIDOS COM A OPERAÇÃO DA ETESM
		COM AS CONSTANTES ASSUMIDAS PELO PROJETISTA	COM AS CONSTANTES DETERMINADAS NO TRABALHO		
40		1.695	2.279	1.733	
30		1.585	1.892	1.535	1.900
20		1.219	1.432	1.115	
10		743	839	779	

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES

- A determinação experimental das constantes Y, b e K através da operação de um reator de bancada, com diferentes condições de estudo, levou-nos a encontrar resultados situados dentro dos intervalos de variação previstos para esgotos domésticos. Esta ratificação dos valores das constantes sugeridos pelas referências bibliográficas, nos faz crer que a metodologia e os procedimentos adotados na fase experimental foram adequados e aplicados de uma forma correta.

- No cálculo do parâmetro S, os resultados teóricos obtidos, utilizando-se as constantes assumidas pelo projetista e as constantes determinadas neste trabalho, apresentaram diferenças pouco significativas.

Os resultados teóricos calculados quando comparados com os resultados obtidos experimentalmente ou com os resultados da operação da ETESM, apresentam uma diferença maior, podendo nos levar a questionar a validade da teoria de dimensionamento empregada.

Observe-se, entretanto que, para a idade de lodo de 30 dias, quando podemos comparar os resultados da operação do reator de bancada com os resultados da operação da ETESM, a diferença de resultados para o parâmetro S, é insignificante. Isto, aliado à alta eficiência da remoção de substrato (DQO), em torno de 92%, leva-nos a creditar a diferença entre os resultados teóricos e experimentais, à dificuldade de acuidade nos resultados das análises de DQO para valores inferiores a 20 g/m^3 .

Desta forma, a equação (30):

$$S = \frac{1 + b \cdot \theta c}{Y \cdot K \cdot \theta c} \quad (30)$$

é validada neste trabalho.

- No cálculo do parâmetro X_v , os resultados teóricos obtidos, utilizando-se as constantes assumidas pelo projetista e as constantes determinadas neste trabalho, apresentaram uma diferença apreciável.

Observe-se que, para a idade de lodo de 30 dias, quando podemos comparar os resultados obtidos no reator de bancada e na ETESM, os resultados para o parâmetro X_v também são divergentes.

Analisando-se a tabela 4.7 verifica-se, que os resultados experimentais do reator de bancada estão próximos dos resultados teóricos obtidos utilizando-se as constantes assumidas pelo projetista e estão abaixo dos resultados teóricos obtidos utilizando-se as constantes determinadas neste trabalho. Esta constatação nos conduz a questionar a validade da equação (46):

$$MX_v = MX_a + MX_e. \quad (46)$$

A equação (46) é constituída de duas parcelas. Uma correspondente à massa de organismos ativos, representada pela equação (44) $MX_a = \left[(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta c \cdot Q \right] / (1 + b \cdot \theta c)$, e, a outra correspondente à massa de resíduo endógeno no processo, representada pela equação (45), $MX_e = 0.2 \cdot b \cdot \theta c \cdot MX_a$.

A primeira parcela, representativa dos organismos vivos do processo e responsáveis pela remoção da carga orgânica, foi avaliada positivamente neste estudo, visto que concluímos pela validade da determinação teórica da remoção da carga orgânica. Resta-nos, portanto, analisar a segunda parcela.

Observe-se na equação (45) que o fator f é assumido

igual a 0,2. Isto significa assumirmos que 20% da massa consumida por respiração endógena permanece no sistema como resíduo endógeno. Podemos questionar esta assunção de f igual a 0,2.

Recalculando-se o fator f , com base nos resultados obtidos experimentalmente, verifica-se que um valor de f , em torno de 0,07%, se coaduna melhor com o modelo analisado, ou seja, 7% da massa celular consumida por respiração endógena permanece no sistema como resíduo biodegradável.

Assim, para validarmos a teoria, o valor de f na equação (45) deverá ser corrigido.

Acreditamos que as diferenças entre os resultados experimentais e os de operação da ETESM permitem ainda outra análise e consideração.

Observando-se ainda a tabela 4.7, verifica-se que o valor do parâmetro X_v obtido na operação da ETESM é muito próximo do resultado teórico obtido utilizando-se as constantes determinadas neste trabalho, ratificando, deste modo, a teoria de dimensionamento empregada.

Por outro lado, observe-se que, embora os valores do parâmetro X_v obtidos na operação do reator de bancada tenham sido menores que os resultados teóricos de concentração de microorganismos no reator (X_v), o sistema apresentou em todas as idades de lodo operadas, eficiências de remoção de carga orgânica superiores a 90%, situando-se dentro da expectativa da bibliografia.

Diante de tais assertivas, podemos atribuir a diferença entre os resultados teóricos e experimentais do parâmetro X_v , a deficiências na unidade de decantação do reator de bancada, com eventual arraste de sólidos com o efluente final.

- Em aditamento ao exposto no item anterior, cumpre

nos ratificar a ocorrência de nitrificação durante a operação do reator de bancada nas diferentes idades de lodo e, também, na operação da ETESM.

As causas da ocorrência da nitrificação fundamentam-se nas pequenas taxas de aplicação orgânica empregadas, nas idades de lodo elevadas, nos níveis de oxigênio dissolvido mantido no líquido sob aeração e, também, nos gradientes de temperatura. Estas causas foram suficientemente analisadas no decorrer deste trabalho.

Em decorrência da nitrificação elevada e, também das condições anóxicas da camada de lodo sedimentada nas unidades de decantação, fez-se presente no sistema a desnitrificação biológica.

Conforme já descrito neste trabalho, a desnitrificação biológica contribui para deficiências na sedimentação e conseqüente perda de sólidos nas unidades de decantação, junto ao efluente final.

..... CAPÍTULO 6

RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se:

- a continuidade do estudo da resistência específica do lodo, visto que o desagüe do lodo nos leitos de secagem da ETESM não se processa satisfatoriamente e os resultados obtidos para o teste da resistência específica do lodo confirmam dificuldades no desagüe do lodo;

- um estudo da viabilidade econômica entre as diferentes instalações de desagüe de lodo, visto que parece-nos, numa análise primária, que leitos de secagem necessitam maiores áreas e oferecem problemas operacionais nos períodos de pouca insolação e alta precipitação, que são característicos em nossos invernos;

..... CAPÍTULO 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ADAMS, C.E., Jr.; FORD, D.L.; ECKENFELDER, W.W. Jr. 1981. Development of Design and Operation Criteria for Waste water Treatment. Nashville, Enviro Press. 493p.
2. ALEM Sobrinho, P. 1983. Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados - determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos. Revista DAE, São Paulo, nº 132: 49-85, Março.
3. BARTH, E.F. 1971. Perspectives on wastewater treatment processes physical-chemical and biological. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 43(11): 2189-99, Nov.
4. BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. 1979. Manual de Tratamento de águas residuárias industriais, São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 764p.
5. BRANCO, S.M. 1978. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. 2.ed. São Paulo, CETESB. 620p.
6. BRUCE, A.M. & BOON, A.G. 1971. Aspects of high-rate biological treatment of domestic and industrial waste waters. Water Pollution Control, London, 70(5):487-513.
7. CORSAN. s.d. Projeto das estações de tratamento de esgotos das cidades de Novo Hamburgo, Canoas, Santa Maria; Curso I, o processo dos lodos ativados. s.l. 219p.
8. CORSAN. s.d. Projeto das estações de tratamento de esgotos das cidades de Novo Hamburgo, Canoas e Santa Maria; Manual de Operação E.T.E. - Santa Maria - s.l. 148p.
9. CORSAN. s.d. Projeto das estações de tratamento de esgotos das cidades de Novo Hamburgo, Canoas e Santa Maria; Volume I - Memória Descritiva - s.l. 155p.

10. CULP, R.L.; WESNER, G.M.; CULP, G.L. 1978. Handbook of advanced wastewater treatment. 2.ed. New York. Van Nostrand Reinhold. 632p.
11. DA RIN, B.P. 1977. Tratamento de esgotos para pequenas comunidades: aeração prolongada controlada pela idade do lodo. Rio de Janeiro, CEDAE, 42p. Trabalho apresentado no 9º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Belo Horizonte.
12. DOWNING, A.L. 1968. Factors to be considered in the design of activated sludge plants. In: GLOYNA, Earnest F. & ECKENFELDER, W.W.Jr., ed. Advances in water quality improvement. Austin, University of Texas. p.190-202.
13. DOWNING, A.L.; PAINTER, H.A.; KNOWLES, G. 1964. Nitrification in the activated sludge process. Journal and proceedings of the Institute of Sewage Purification, pt.2.
14. ECKENFELDER, W.W., Jr. 1967. Comparative biological waste treatment design. Journal of the Sanitary Engineering Division, New York, 93(6):157-70, Dec.
15. ECKENFELDER, W.W., Jr. & FORD, D.L. 1970. Water pollution control: experimental procedures for process design. Austin, Jenkins. 269p.
16. EIKELBOOM, D.H. 1975. Filamentous organisms observed in activated sludge. Water Research, New York, 9:365-88.
17. FERREIRA, E.S. 1981. Verificação experimental da teoria da idade do lodo no processo de lodos ativados por aeração prolongada. Porto Alegre. Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. 150p. Diss.(mest. eng. civil) UFRGS -Curso de Pós-Graduação em Saneamento. Porto Alegre, BR-RS.
18. FURNESS, C.D. 1971. Biochemical engineering aspects of activated sludge process. Water Pollution Control, London, 70(5):528-32.
19. GRADY, C.P.L., Jr. & LIM, H.C. 1980. Biological Wastewater Treatment. New York, Marcel Dekker, Inc.

20. HENZE, M.; GRADY, C.P.L., Jr; GUJER, W.; MARAIS, G.V.R.; MATSUO, T. 1986. Activated Sludge Model N° 1. IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment. London, J. W. Arrowsmith Ltd. 33p.
21. JENKINS, D. et alii. 1980. Discussion of "Bulking, def-flocculation and pinpoint floc". Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 52(3):622-4, Mar.
22. LAWRENCE, A.W. & McCARTY, P.L. 1970. Unified basis for biological treatment design and operation. Journal of the Sanitary Engineering Division. New York, 96(3): 757-78, June.
23. LUDZACK, F.J. 1965. Observations on bench scale, extend aeration sewage treatment. Journal of Water Pollution Control Federation. Washington, 37(8):1092-1100, Aug.
24. MARAIS, G.V.R. & EKAMA, G.A. 1976. The activated sludge process - Part I - Steady State Behavior. Water S.A., 2, 4, 163-200. Cape Town University.
25. MARAIS, G.V.R. 1976. Relatório sobre as estações de tratamento de esgotos por lodos ativados de Brasília. Revista DAE. São Paulo, 36(109):26-37.
26. McCARTY, P.L. & BRODERSEN, C.F. 1962. Theory of extended aeration activated sludge. Journal of Water Pollution Control Federation, Washington, 34(11):1095-1103, Nov.
27. McKINNEY, R.E. 1962. Mathematics of complete mixing activated sludge. Journal of the Sanitary Engineering Division, New York, 88(3):87-113, May.
28. METCALF & EDDY, Inc.: 1979. Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. Boston, McGraw-Hill Inc., 920p.
29. MONOD, Jacques. 1949. The growth of bacterial cultures. Annual Review of Microbiology, 3:371-394.
30. MONTEGGIA; L.O. 1980. Estudo técnico-econômico para tratamento das águas residuárias do novo Campus da UFRGS. Por

- to Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. 2v. Diss. (mestr. hidrol. apl.) UFRGS. Curso de Pós-Graduação Hidrol. Apl., Porto Alegre, BR-RS, 1980.
31. PESSOA, C.A.; JORDÃO, E.P. 1982. Tratamento de Esgotos Domésticos. Volume I. Concepções clássicas de tratamento de esgotos. Rio de Janeiro, 2.ed., BNH/ABES, 536p.
 32. PFEFFER, J.T. 1966. Extend aeration. Water and Sewage Works, Chicago, 113(6):207-14, June.
 33. PILAI, N.N.; WHEELER, W.C.; PRINCE, R.P. 1971. Design and operation of an extend aeration plant. Journal Water Pollution Control Federation, 43(7):1484-1498, July.
 34. RAMALHO, R.S. 1977. Introduction to wastewater treatment process. New York, Academic Press. 409p.
 35. SEZGIN, M.; JENKIS, D.; PARKER, D.S. 1978. A unified theory of filamentous activated sludge bulking. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 64:386-91, June.
 36. SILVA, M.O.S.A. 1977. Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos. São Paulo, ABES/BNH/CETESB. 226p.
 37. STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 1989. 17 ed. Washington, American Public Health Association. 1193p.
 38. VASICEK, P.R. 1982. Use of a kinetic study to optimize activated sludge process. Journal of Water Pollution Control Federation. Washington, 54(8):1176-1184, Aug.