

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU**

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DA RECICLAGEM DE DEJETOS DE
BOVINOS COM TRATAMENTO BIOLÓGICO, EM SISTEMA
INTENSIVO DE PRODUÇÃO DE LEITE**

ALOÍSIO TORRES DE CAMPOS
Engenheiro Agrônomo

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas do Campus de Botucatu-
UNESP, para obtenção do título de
Doutor em Agronomia, Área de
Concentração Energia na Agricultura.

BOTUCATU - SP

Agosto - 1997

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU**

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DA RECICLAGEM DE DEJETOS DE
BOVINOS COM TRATAMENTO BIOLÓGICO, EM SISTEMA
INTENSIVO DE PRODUÇÃO DE LEITE**

ALOÍSIO TORRES DE CAMPOS
Engenheiro Agrônomo

Prof. Dr. WIDSNEY ALVES FERREIRA
Orientador

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas do Campus de Botucatu-
UNESP, para obtenção do título de
Doutor em Agronomia, Área de
Concentração Energia na Agricultura.

BOTUCATU - SP
Agosto - 1997

A meus pais João Campos e Terezinha,
pelo exemplo de vida;
e irmãos Elizabeth, Elaine, Adilson e Alessandro,
pelo apoio e amizade:

DEDICO

À minha esposa: Iara Botelho Santos Campos
e aos meus filhos: Diogo, Suzana e Lucas,
pela paciência e carinho:

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela paz, fé e vida.

Ao orientador Prof. Dr. Widsney Alves Ferreira, pela oportunidade oferecida, pelo estímulo, amizade, consideração e orientação no desenvolvimento deste trabalho.

À Universidade Estadual Paulista, pelo intermédio da Faculdade de Ciências Agrônômicas, campus de Botucatu e do Departamento de Engenharia Rural, pela valiosa oportunidade concedida.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-Embrapa, através do Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite-CNPGL, pela concessão, patrocínio e apoio na realização deste curso.

Aos Professores da comissão examinadora, pela participação e sugestões apresentadas, para o enriquecimento deste trabalho.

À CAPES e ao CNPq, pela concessão de bolsa de estudos, possibilitando a realização deste curso.

Ao Prof. Dr. Ademércio Antônio Paccola, pela recepção, amizade e orientação.

Ao Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior, do Departamento de Engenharia Rural da FCAV-UNESP-Jaboticabal, pelo apoio e valiosa orientação no desenvolvimento deste trabalho.

Ao colega e amigo, Dr. Roberto Pereira de Mello, pelo apoio e estímulo à concretização deste curso.

Aos colegas e amigos do Curso de Pós-Graduação, em especial: Adílio F. Lacerda Filho, Aroldo C. Fernandes, Joaquim Odilon Pereira, José Leonaldo de Souza, Jorim Souza V. Filho, Odival Faccenda e respectivas famílias, pelo convívio, amizade, consideração e companheirismo.

Aos funcionários da Biblioteca da FCA-UNESP, campus de Botucatu, pelo atendimento e apoio.

Aos Professores e funcionários do Departamento de Engenharia Rural, pelo convívio e amizade.

Aos meus sogros: Sr. Carlos Moreira Santos, D. Mariana Botelho Santos (*in memorian*) e cunhados, pela amizade, convivência, consideração e estímulo à realização deste trabalho.

Ao colega e amigo Newton Luís de Almeida, pela valiosa revisão gramatical deste Trabalho.

Aos colegas e amigos da Embrapa-CNPGL, que me apoiaram e incentivaram à realização deste curso.

A todos que, direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xiv
LISTA DE SÍMBOLOS	xvi
1. RESUMO	1
2. INTRODUÇÃO	3
3. REVISÃO DE LITERATURA	6
3.1. O ambiente animal	6
3.2. Características dos resíduos e das descargas de um sistema de produção animal	7
3.3. Consumo de água pelos bovinos	18
3.4. Tratamento biológico aeróbio de resíduos	20
3.5. Reatores biológicos	25
3.6. Processo de lodos ativados	26
3.6.1. Influência da temperatura no desempenho dos processos de lodos ativados	29

3.6.2.	Lodos ativados por aeração prolongada	31
3.6.3.	Lodos ativados de fluxo intermitente	33
3.6.4.	Lodo ativado por batelada	34
3.6.4.1.	Operações básicas do processo de LAB..	34
3.6.4.2.	Vantagens oferecidas pelo processo de LAB	37
3.6.4.3.	Parâmetros operacionais do processo de LAB	40
3.7.	Parâmetros de controle e dimensionamento dos proces- sos de lodos ativados	45
3.8.	Vantagens e desvantagens dos processos de lodos ativa- dos, sobre os filtros biológicos e lagoas de estabiliza- ção	51
3.9.	Detalhes construtivos dos tratamentos por lodos ati- vados	52
3.10.	Dispositivos de aeração e requerimentos de energia	52
3.11.	Benefícios do manejo de esterco líquido, tratado aero- amente	60
4.	MATERIAL E MÉTODOS	63
4.1.	Manejo do esterco	66
4.2.	Tanques de aeração	66
4.3.	Dimensionamento do sistema de tratamento	68
4.4.	Características e especificações dos equipamentos usados no tratamento	69
4.4.1.	Aeradores	69
4.4.2.	Sistema de limpeza hidráulica dos pisos dos galpões	70

	Página
4.4.3. Sistema de bombeamento do esterco líquido nas áreas de cultivo	71
4.5. Caracterização do afluente e efluente do sistema de tratamento	71
4.5.1. Amostragem para caracterização dos eflu- entes	72
4.5.2. Parâmetros analisados	73
4.5.3. Método de coleta e preservação das amostras ...	73
4.6. Eficiência do tratamento biológico aeróbio	74
4.7. Operação do sistema	75
4.8. Equivalência em corretivos e fertilizantes	76
4.9. Desempenho econômico do sistema	76
4.9.1. Estimativa dos indicadores de rentabilidade	76
4.9.1.1. Relação benefício/custo (B/C)	76
4.9.1.2. Valor atual dos fluxos líquidos (VA)	77
4.9.1.3. Período de recuperação do capital (PRC)	77
4.9.1.4. Taxa interna de retorno (TIR)	78
4.9.1.5. Custo total atualizado (CTA)	78
4.10. Estimativa do custo de produção anual	79
4.10.1. Custos fixos	79
4.10.2. Custos variáveis	80
4.11. Estimativa dos benefícios (receitas)	81
4.11.1. Benefícios diretos	81
4.11.2. Benefícios indiretos	82

	Página
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
5.1. Características do efluente do sistema	84
5.2. Redução de DBO, DQO e SVT	89
5.3. Redução de nitrogênio, fósforo e potássio	95
	Página
5.4. Relação N/DBO e a redução de nitrogênio e fósforo	97
5.5. Consumo de água	99
5.6. Equivalente populacional (EP)	100
5.7. Desempenho econômico do sistema de tratamento	101
5.7.1. Capital imobilizado	101
5.7.2. Estimativa do custo de produção anual	102
5.7.3. Estimativa dos benefícios (receitas)	105
5.7.4. Indicadores de rentabilidade do sistema de tratamento	109
6. CONCLUSÕES	125
7. SUMMARY	128
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130

LISTA DE TABELAS

Tabela	Página
3-1 Equivalentes populacionais de várias espécies de animais	8
3-2 Produção diária de esterco (fezes + urina), por animais de raças leiteiras, com 87,3% de umidade, 933,00 kg/m ³ de densidade e conteúdo em nutrientes	11
3-3 Produção e características de estrume de várias espécies zootécnicas	11
3-4 Parâmetros da carga poluidora das dejeções totais de vacas leiteiras, por unidade animal (UA) por dia	12
3-5 Relação carbono/nitrogênio (C/N) de diversos materiais.	16
3-6 Esterco fresco (fezes + urina), produzidos em um ano, por 100 vacas leiteiras	17
3-7 Equivalência em fertilizantes químicos, presentes no esterco bovino e seu valor comercial para, uma produção anual de 100 vacas leiteiras	17

Tabela	Página
3-8 Consumo de água pelo gado leiteiro (l/cab/dia), por categoria, nas condições de Brasil-Central, em criação semi-intensiva	19
3-9 Consumo diário de água pelo gado leiteiro (l/cab), com 630 kg de peso vivo, por categoria, para diferentes níveis de produção e temperatura ambiente	20
3-10 Fases do ciclo operacional de cada reator em horas	41
3-11 Eficiência de remoção de DBO ₅ , SS e N Total, para diferentes períodos de reação e mistura	41
3-12 Eficiência de remoção de DBO ₅ , SS e N Total, para diferentes períodos de reação e temperatura	42
3-13 Relação entre a fração de organismos nitrificantes e a relação DBO ₅ /NKT do afluente	43
3-14 Características, parâmetros de dimensionamento e variantes dos processos de lodos ativados mais importantes	46
3-15 Quantidade de ar necessária para remoção de 90% da DBO ₅ de esgotos domésticos, para uma profundidade de insuflação de ar de 3,0 m	55
3-16 Informações típicas sobre a capacidade de transferência de oxigênio pelo sistema de ar difuso	55
4-1 Composição média do rebanho estabilizado do SIPL	65
4-2 Fases de um ciclo operacional processo de LAB adotados	75
5-1 Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização dos dejetos puros (fezes + urina) dos animais confinados	85

Tabela	Página	
5-2	Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do afluente na entrada da ETE	86
5-3	Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do efluente contido no tanque de aeração (TA) ..	87
5-4	Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do efluente de irrigação (EI)	88
5-5	Variação da concentração de alguns parâmetros em relação aos valores médios do efluente de irrigação (EI).	90
5-6	Variação da concentração de alguns parâmetros, em relação ao efluente decantado (ED), sobrenadante no tanque de aeração, após um período de duas horas de decantação	91
5-7	Capital imobilizado para implantação do sistema de tratamento biológico, de dejetos de bovinos, do SIPL da Embrapa Gado de leite	101
5-8	Estimativa do custo de produção anual apresentado pelo sistema de tratamento, assumindo uma taxa de juros de longo prazo de 6% a.a.	103
5-9	Composição do biofertilizante com 5,15% de ST e sua equivalência da forma elementar para a forma de óxido .	106
5-10	Produção anual de fertilizantes químicos e orgânicos e seu valor comercial, a partir da produção anual de 3.650 m ³ de biofertilizante	107
5-11	Variação anual dos custos de produção do sistema de tratamento (valores nominais), assumindo diferentes taxas de juros de longo prazo	108
5-12	Variação anual dos benefícios do sistema de tratamento, assumindo diferentes participações dos BI sobre os BD ..	108

Tabela	Página
5-13 Valores nominais e atualizados dos fluxos de benefícios e custos apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 12% a.a., taxa de juros de longo prazo de 6% a.a. e um horizonte de 10 anos	109
5-14 Indicadores de rentabilidade, apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 12% a.a., taxa de juros de longo prazo de 6% a.a. e um horizonte de 10 anos	110
5-15 Valores nominais e atualizados dos fluxos de benefícios e custos apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., taxa de juros de longo prazo de 12% a.a. e um horizonte de 10 anos	112
5-16 Indicadores de rentabilidade apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade de 20% a.a., taxa de juros de longo prazo de 12% a.a. e um horizonte de 10 anos	113
5-17 Equações de regressão para os indicadores de rentabilidade do sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento (i), variando de 6 a 18% a.a. e BI variando de 0 a 100% sobre os BD	114

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
3-1 Representação esquemática do metabolismo bacteriano heterotrófico. Fonte: TCHOBANOGLOUS (1979)	24
3-2 Fases de um ciclo operacional do LAB. Fonte: KAMIYAMA (1989)	36
4-1 Tanques de concreto para tratamento aeróbio de esterco líquido. Planta Baixa - Sem Escala	67
4-2 Tanque de concreto para tratamento aeróbio de esterco líquido. Corte AA - Sem Escala	68
5-1 Estimativas do VA do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD	116
5-2 Estimativas da TIR do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD	118

Figura	Página
5-3 Estimativas da relação B/C do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD	119
5-4 Estimativas do PRC do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD	120
5-5 Estimativas do CTA do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento	122
5-6 Estimativas do valor atual (VA) do sistema de tratamento, em função da variação do custo de oportunidade do capital (%), para uma receita e custo anuais de R\$28.301,52 e R\$8.448,61, respectivamente	123

LISTA DE SÍMBOLOS

θ	= Coeficiente de temperatura para a atividade microbiana
λ_c	= Coeficiente de temperatura para o crescimento de microrganismos
β	= Fator de correção da tensão de salinidade superficial, usualmente = 1
α	= Fator de correção de transferência de oxigênio para o resíduo, usualmente 0,8 a 0,85, para água residuária
$\mu_{N,T}$	= Taxa de crescimento das nitrosomonas à temperatura T, °C para (T < 35 a 38°C), tempo ⁻¹
μ_m	= Taxa de crescimento específico máximo à temperatura T, °C, tempo ⁻¹
$\mu_{m,0}$	= Taxa de crescimento máximo determinada à (T ₀), °C, tempo ⁻¹
θ_h	= Tempo de residência (detenção) hidráulica, dia ou tempo
θ_c	= Tempo de residência celular ou idade do lodo, dia ou tempo
% V _{desc.}	= Porcentagem do volume do reator que será descartado, decimal
a	= Coeficiente de transferência de oxigênio, kg O ₂ /kg DBO ₅ removida
B/C	= Relação Benefício/Custo
BD	= Benefício Direto
BI	= Benefício Indireto

C	= Carbono, mg/l
C/N	= Relação Carbono/Nitrogênio
Ca	= Cálcio, mg/l
C _f	= Custo final, R\$
C _i	= Custo inicial, R\$
C _{OD(NÍV. MAR)}	= Concentração de oxigênio dissolvido (OD), em água pura, ao nível do mar, para uma dada temperatura, mg/l
C _{OP}	= Concentração de oxigênio dissolvido (OD) na operação, mg/l
COT	= Carbono Orgânico Total ou Carbono Oxidável Total, mg/l
COV	= Carga Orgânica Volumétrica, kg DBO/m ³ . dia ou kg DQO/m ³ . dia
CTA	= Custo Total Atualizado, R\$
C _{W (ALT)}	= Concentração de saturação de OD, para o resíduo, para uma dada temperatura e altitude, mg/l
D	= Depreciação anual, R\$
DBO	= Demanda Bioquímica de Oxigênio, mg/l ou g/m ³
DBO ₅	= Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias, 20°C), mg/l ou g/m ³
DBO _L	= DBO das células, mg/l ou g/m ³
DQO	= Demanda Química de Oxigênio, mg/l ou g/m ³
E	= Eficiência do processo, %
EA	= Equivalente Animal
ED	= Efluente Decantado
EETE	= Entrada da Estação de Tratamento de Efluente
EI	= Efluente de Irrigação
EP	= Equivalente Populacional
ETE	= Estação de Tratamento de Efluente
f	= Fator de carga do lodo (kg DBO/kg SSTA . dia)
f	= Fator de conversão de DBO ₅ para DBO _L , 0,68

F/M	= Fator de carga orgânica [relação alimento (F)/microrganismo(M)], (kg DBO/kg SSVTA . dia) ou dia ⁻¹
F/U	= Relação Fezes/Urina
F _a	= Fator de correção de solubilidade do oxigênio, em função da altitude
f _d	= Fator de desconto, ≤ 1
f _v	= Fator de carga do lodo volátil, (kg DBO/kg SSVTA . dia)
h	= Hora
hd	= Dias-homem
ht	= Horas de trator
i	= Taxa anual de juros de longo prazo, centésimos
ITA	= Interior do Tanque de Aeração
IVL	= Índice Volumétrico de Lodo, mg/g
j	= Taxa de juros, custo de oportunidade do capital, decimal
J	= Valor anual do juros, R\$
k	= Constante da taxa de reação de remoção de substrato, ou velocidade específica da reação, tempo ⁻¹ ou dia ⁻¹
K	= Potássio, mg/l
k _d	= Coeficiente de decaimento endógeno ou coeficiente de destruição de microrganismo, tempo ⁻¹ ou dia ⁻¹
K _s	= Constante de meia-velocidade, ou concentração de substrato que corresponde à metade da taxa máxima de crescimento específico, (mg/l DBO ₅) ou (mg/l DQO)
LAB	= Lodo Ativado por Batelada
M	= Massa total de microrganismo (SSV), kg
Mg	= Magnésio, mg/l
MO	= Matéria Orgânica, % ou mg/l
MS	= Matéria Seca, % ou mg/l

N	= Taxa de transferência de O_2 sob condições de campo, $kg\ O_2/kWh$
$N-NH_4$	= Nitrogênio Amônico (N), mg/l
Na	= Sódio, mg/l
NKT	= Nitrogênio Kjeldahl Total ou Nitrogênio Total (N), mg/l
N_o	= Taxa e transferência de oxigênio em água pura, a $20^\circ C$ e concentração de $OD = 0$, $kg\ O_2/kWh$
O_2	= Oxigênio molecular, mg/l
OD	= Oxigênio Dissolvido, mg/l
P	= Fósforo, mg/l
PAI	= Processo de Aeração Intermitente
PBE	= “Payback” Econômico, ano ou período
pH	= Potencial hidrogeniônico
PRC	= Período de Recuperação do Capital, ano ou período
P_x	= Produção líquida de lodo ativado por dia, em termos de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração, $kg\ SSVTA/dia$
Q	= Vazão afluyente, m^3/dia ou l/dia
Q_D	= Vazão de descarte do lodo, m^3/dia
R	= Valor anual do custo de manutenção, $R\$$
r_{20}	= Taxa de reação para temperatura de $20^\circ C$, $tempo^{-1}$
$RAFA$	= Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente
r_T	= Taxa de reação para uma dada temperatura T , $^\circ C$, $tempo^{-1}$
S	= Concentração de substrato efluente (DBO_5 ou DQO), mg/l ou g/m^3
SBR	= Sequencing Batch Reactor
SD	= Sólidos Dissolvidos, mg/l
SFT	= Sólidos Fixos Totais (cinzas), mg/l
$SIPL$	= Sistema Intensivo de Produção de Leite
S_o	= Concentração de substrato afluyente (DBO_5 ou DQO), mg/l ou g/m^3

SP	= Sólidos Sedimentáveis, ml/l
SSF	= Sólidos Suspensos Fixos, mg/l
SST	= Sólidos Suspensos Totais, mg/l
SSTA	= Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração, mg/l
SSVLR	= Sólidos Suspensos Voláteis no Lodo de Recirculação, mg/l
SSVR	= Sólidos Suspensos Voláteis no Reator, mg/l
SSVTA	= Sólidos Suspensos Voláteis no Tanque de Aeração, mg/l
ST	= Sólidos Totais, mg/l
SV	= Sólidos Voláteis, mg/l
SVT	= Sólidos Voláteis Totais (MO), mg/l
T	= Temperatura, °C
TE	= Tempo de Enchimento, h ou dias
TIR	= Taxa Interna de Retorno, %
TR	= Tempo de Reação, h ou dia
UA	= Unidade Animal, 500 kg de peso vivo
V	= Volume do reator, m ³
VA	= Valor Atual (renda líquida anual ou lucro líquido anual), R\$
V _{oper.}	= Volume de operação do reator, m ³
V _u	= Vida útil, ano
X	= Concentração de microrganismos ou células (SSV), mg/l ou g/m ³
X _R	= Concentração de microrganismos (SSV), no lodo de retorno, ao tanque de aeração, mg/l ou g/m ³
Y _{obs}	= Produção observada, massa de célula formada por massa de substrato consumido, g SSVTA/g DBO ₅ (massa/massa)
Y _{x/s} ou Y	= Índice de conversão de substrato em biomassa, ou razão de massa de células formadas, por massa de substrato consumido (mg SSV/mg DBO ₅) ou (mg SSV/mg DQO), (massa/massa)

1. RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho econômico e a eficiência do tratamento biológico aeróbio, na redução e estabilização da matéria orgânica biodegradável, de dejetos líquidos de bovinos, visando a sua reciclagem na limpeza hidráulica das instalações dos animais (“free stall”) e sua posterior utilização nas áreas de produção de forragem.

O trabalho foi desenvolvido nas instalações do Sistema Intensivo de Produção de Leite (SIPL) da Embrapa - Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite (CNPGL), situado no município de Coronel Pacheco, MG.

Dois reatores com capacidade útil de 300 m³ cada um foram construídos para compor as unidades do processo de lodo ativado por batelada (LAB), com sistemas de aeração prolongada e intermitente. Esses reatores foram dimensionados para um tempo de detenção hidráulico de 24 dias, com diluição dos dejetos (fezes + urina) em água na proporção de 1:1. Em cada reator foi instalado um aerador-misturador submersível, regulados para períodos de aeração de nove minutos e não-aeração de 18 minutos. Uma motobomba de rotor aberto, com vazão de 60 m³/h, foi utilizada para reciclar o efluente tratado sobre os corredores dos galpões de confinamento “free stall” e promover a limpeza hidráulica dos dejetos, que retornam aos tanques de aeração por gravidade por meio de canaletas. A

drenagem dos reatores foi processada por uma motobomba submersa, com vazão de 10 m³/h, conduzindo o efluente até as áreas de produção de forragem, por escoamento superficial.

A caracterização dos efluentes foi realizada por meio de amostragens na entrada e no interior dos tanques de aeração, na saída da tubulação de irrigação e dos dejetos puros dos animais. Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, temperatura, óleos e graxas, DBO total e solúvel, DQO total e solúvel, sólidos totais fixos e voláteis, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos fixos e voláteis, nitrogênio total e amoniacal, potássio, fósforo total, magnésio e sódio.

Para avaliar o desempenho econômico, foram levantados os custos, investimentos e benefícios anuais apresentados pelo sistema de tratamento, para estimar os seguintes indicadores de rentabilidade: valor atual (VA), taxa interna de retorno (TIR), relação benefício/custo (B/C), período de recuperação do capital investido (PRC) e custo total atualizado (CTA).

Os resultados indicaram que o sistema de tratamento biológico aeróbio foi eficiente para reduzir e estabilizar a matéria orgânica do efluente líquido dos bovinos. Altas reduções de DBO (94,36 e 95,15%) e DQO (77,92 e 85,00%) foram alcançadas para os efluentes de irrigação e decantado, respectivamente.

Considerando a condição mais realista para análise, os indicadores de rentabilidade mostraram-se altamente favoráveis à implantação do sistema de tratamento biológico, trazendo benefícios sociais, econômicos e sanitários ao SIPL. Nesta condição, a relação B/C foi de 1,91, indicando uma eficiência econômica de 91% e um custo de produção de R\$ 0,52 por unidade monetária produzida.

O processo de tratamento proporcionou uma economia considerável de água, energia e mão-de-obra, caracterizado pelo sistema operacional, automação e reciclagem do efluente para limpeza das instalações.

Palavras-chave: Reciclagem de efluente, dejetos de bovinos, tratamento biológico aeróbio, lodo ativado por batelada (LAB), aeração prolongada, aeração intermitente.

2. INTRODUÇÃO

A poluição do meio ambiente tornou-se assunto de interesse público em todas as partes do mundo (BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Não apenas os países desenvolvidos vêm sendo afetados pelos problemas ambientais, também as nações em desenvolvimento começam a sofrer os graves impactos da poluição.

Numerosos trabalhos atestam os sérios problemas da poluição do ambiente, causados pelo despejo de resíduos industriais nos rios, solo e ar, em diferentes regiões do globo (EIRA, 1982). As duas causas da poluição ambiental apontada por FELLENERG (1980), a industrialização e a produção de alimentos, tendem a aumentar com o crescente aumento populacional. Esse crescimento demográfico e o alto preço da terra e da mão-de-obra têm levado à intensificação da agropecuária.

Um dos maiores problemas em confinamento de bovinos de leite, é a grande quantidade de dejetos produzidos diariamente, numa área reduzida. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído, ultimamente, num problema desafiante para os criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos (SILVA, 1973). Dessa forma, esses resíduos, se

não forem adequadamente manejados e distribuídos, podem tornar-se uma grande carga poluidora ao meio ambiente. Os prejuízos ambientais são ainda maiores quando esses resíduos orgânicos são arrastados para os cursos d'água, pois, devido à sua alta DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), parâmetros de medida da carga poluidora, reduz o teor de oxigênio da água, provocando a morte de peixes e microrganismos. Além disso, os diversos nutrientes contidos nesses resíduos (principalmente N, P e K) podem estimular o crescimento de plantas aquáticas e a eutrofização dos corpos d'água. Além desses fatores, GARCIA-VAQUERO (1981) comenta que a disposição dos dejetos constitui um problema tão grave, que limita as possibilidades de localização ou ampliação das explorações. Quando a exploração do gado se faz em regime extensivo, a pasto, as dejeções são distribuídas no solo onde sofrem um processo completo de decomposição pelos microrganismos, reduzindo a contaminação do ambiente, dada a pequena concentração de animais que o referido regime implica.

Os países em desenvolvimento, cada vez mais, vêm adotando os “Sistemas Intensivos de Produção Animal” por meio de grandes confinamentos de bovinos, suínos e aves, decorrente da grande demanda de alimentos, notadamente, próximo aos grandes centros consumidores, onde a poluição ambiental é grande fator de risco à sobrevivência do homem e dos animais. Neste sentido, pesquisadores alertam para os problemas relativos ao confinamento de animais quanto aos efeitos nocivos dos gases (sulfeto de hidrogênio, amônia, dióxido de carbono, monóxido de carbono, metano e outros) formados pela fermentação dos dejetos, sobre os próprios animais e o homem.

A contaminação do solo, dos lagos e rios, pelos resíduos animais, a infiltração de águas residuárias no lençol freático, o desenvolvimento de moscas e gases malcheirosos, são problemas de poluição ambiental, provocados pelos dejetos animais oriundos dos diversos sistemas de produção animal. Segundo Light et al. (1975), citado por LINDLEY (1979), é raro uma fazenda produtora de leite ter um sistema satisfatório para manejo de efluentes. Acrescenta que não há uma solução

única e que todas as alternativas devem ser consideradas. Os tanques sépticos e campos subsuperficiais para disposição dos dejetos, adotados por algumas fazendas, apresentam falhas comuns, com rápida formação de sólidos, causando ligamento (colmatação) dos poros do solo.

Em face do conhecimento desses problemas e tendo em mente que o manejo e uso dos dejetos produzidos nos Sistemas Intensivos de Produção Animal estejam dentro de uma consciência ambiental, fundamental para um sistema de agricultura sustentável, programou-se o desenvolvimento desse trabalho. Com base em GIESSMANN (1981) e SIQUEIRA (1991), o esterco líquido estabilizado biologicamente, via tratamento aeróbio, adquire condições físicas, químicas e biológicas que permitem a sua reciclagem na limpeza diária dos galpões “free stalls”, armazenagem em tanques de pequeno volume e seu posterior lançamento nas áreas de produção de forragem.

O trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do tratamento biológico aeróbio na redução e estabilização da matéria orgânica biodegradável dos dejetos líquidos de bovinos, visando a sua reciclagem, na limpeza hidráulica das instalações e sua disposição no ambiente na forma de fertirrigação, destacando-se como objetivos específicos:

1. Analisar o binômio custo \times eficiência do processo, considerando o menor risco para o ambiente.
2. Avaliar o desempenho econômico do sistema.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. O ambiente animal

Os componentes primários do complexo ambiental, nas instalações para gado leiteiro, são de natureza social, climática e estrutural (KELLY, 1983). A instalação constitui a estrutura básica do ambiente para o confinamento dos bovinos leiteiros, visto influir diretamente sobre o comportamento animal (VIEIRA, 1993).

O ambiente animal em sistemas de confinamento inclui temperatura, pressão atmosférica, umidade do ar, vento, radiação térmica, luz, ruído, pó em suspensão, densidade animal, calor e umidade gerados pelos animais, concentração de dejetos, de íons, de gases, arquitetura das instalações e outros efeitos CAMPOS (1986).

Segundo KELLY (1950), somente uma pequena parte da energia da alimentação ingerida pelos animais é transformada em leite, carne, gordura ou ovos. O restante é descartado para o ambiente na forma de fezes, urina e calor.

3.2. Características dos resíduos e das descargas de um sistema de produção animal

A quantidade e a qualidade das descargas e de águas residuárias, de um sistema de produção animal, dependem de vários fatores de manejo. O tipo de instalação adotado para o confinamento do gado leiteiro e o regime de confinamento são os principais fatores.

BARBER et al. (1979) argumentam que, quando o gado de leite é manejado em instalações do tipo “free stall” (bairas de descanso individual de livre acesso), o manejo do esterco pode ser feito na forma líquida, semi-sólida e sólida. Se o regime de confinamento é total e a opção é por esterco líquido, todos os dejetos (fezes + urina) serão coletados.

Desde há algum tempo que se vem fazendo o manejo de estrumes em forma líquida, proveniente da mistura de sólidos, líquidos e água de limpeza das instalações e equipamentos, reduzindo os custos da extração diária dos resíduos e permitindo a mecanização simples desta operação (GARCIA-VAQUERO, 1981).

No Brasil, praticamente, não há registros de trabalhos de pesquisa, para sistemas mais avançados de tratamento e estabilização de dejetos de animais, em reatores artificiais, pelo processo de lodos ativados. A disposição do esterco no solo é feita de maneira empírica, sem qualquer preocupação com o equilíbrio ecológico do sistema e suas conseqüências.

DERISIO (1992) argumenta que os excrementos de animais e fertilizantes, embora sejam fator de importância quanto ao problema da poluição, são pouco considerados. O levantamento sanitário, relacionado com o excremento de animais, caracteriza-se, basicamente, na quantificação de sua carga poluidora, que é quase sempre realizada em termos de equivalente populacional (EP), Tabela 3-1.

TABELA 3-1 Equivalentes populacionais de várias espécies de animais.

Origem dos Dejetos	Equivalente Populacional (EP)
Homem	1,00
Vaca	16,40
Cavalo	11,30
Galinha	0,14
Ovelha	2,45
Suíno	3,00

Fonte: Derisio (1992).

Equivalente populacional ou população equivalente é uma unidade que indica a força poluidora de resíduos agroindustriais, em relação ao poder poluente de uma pessoa (DERISIO, 1992). No Brasil, uma pessoa elimina, em média, 54 g de DBO_5 por dia (FELLENBERG, 1980; BRANCO, 1983; IMHOFF, 1986). Na agricultura, emprega-se ainda como unidade de referência a unidade equivalente animal (EA), que se refere à quantidade total de resíduos orgânicos, de um animal de 500 kg de peso vivo FELLENBERG (1980). Assim, é possível uma comparação entre EP e EA através da DBO_5 . A DBO_5 de 1 EA se situa ao redor de 800 g O_2 /dia e corresponde a cerca de 15 EP, enquanto DERISIO (1992) relata uma DBO_5 para 1 EA em torno de 886 g O_2 /dia, correspondendo a 16,4 EP. Tomando como critério a carga poluente diária dos efluentes líquidos, expressa em DBO_5 , (LAPOIX, 1979), comenta que as criações de suínos e bovinos, na França, fornecem uma poluição potencial superior a 250 milhões de EP. A DBO_5 é um parâmetro que indica a presença de maior ou menor quantidade de substâncias “ávidas” por oxigênio, na massa líquida (BRANCO & HESS, 1975). Sendo, portanto, o parâmetro mais usual para medição de poluição orgânica, aplicado às águas residuárias (BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Outro parâmetro de importância é a DQO (Demanda Química de Oxigênio), utilizado para medir o conteúdo de matéria orgânica, de

águas residuárias e águas naturais, definindo como a quantidade de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica, por meio de um agente químico em meio ácido (dicromato de potássio ou permanganato de potássio). O teste de DQO é precioso na medida da matéria orgânica, em despejos que contenham substâncias não biodegradáveis. A DQO em um despejo é geralmente mais alta do que a DBO, em virtude da maior facilidade com que grande número de compostos pode ser oxidado por via química, do que por via biológica. Para muitos tipos de despejos, é possível correlacionar a DQO com a DBO₅. Isto é vantajoso, pois a DQO é determinada em apenas três horas, ao passo que a determinação da DBO₅ leva cinco dias.

De forma simplificada, BRAILE & CAVALCANTI (1993) consideram um resíduo facilmente biodegradável, quando suas demandas química e bioquímica de oxigênio apresentam uma relação DQO/DBO < 2. Neste caso a (DQO/DBO afluente \cong DQO/DBO efluente), sendo recomendado o tratamento biológico convencional (filtros biológicos, lodos ativados, estabilização por contato, aeração prolongada, lagoas, etc.). Entretanto, quando a relação DQO/DBO \gg 2, a (DQO/DBO afluente < DQO/DBO efluente), indicando a existência de matéria orgânica não-biodegradável. Neste caso, se a parte não biodegradável não é importante do ponto de vista da poluição, recomenda-se o tratamento biológico convencional, e o efluente tratado terá grande redução de DBO e redução parcial de DQO. Contrariamente, se a parte não biodegradável é causadora de poluição, o tratamento biológico, a princípio, não é recomendado.

Na mesma linha de raciocínio, SOUZA (1982) considera um resíduo facilmente biodegradável, quando a relação DQO/DBO = 2 a 3, e quanto maior do que 3 for a relação, menos biodegradável deverá ser o resíduo e evidentemente mais difícil seu tratamento por processos biológicos.

BOWER & CHANEY (1974) encontraram na literatura algumas correlações entre os métodos para determinação da carga orgânica de águas residuárias. Relataram uma relação DQO/DBO = 1,4 a 2 para efluentes de indústria de alimentos. Para efluentes domésticos, encontraram uma relação DQO/DBO = 2 a 3 e regressões entre DQO e COT (Carbono Orgânico Total ou Carbono Oxidável Total) dadas pela equação: $COT = 0,25 DQO + 1,30$. Este parâmetro, segundo SCHROEDER (1977), é importante para o tratamento biológico de águas residuárias, porque, freqüentemente, estima a fração biodegradável do resíduo.

A quantidade de dejetos produzidos por dia, os teores de umidade, de matéria seca e a composição química variam de acordo com o peso do animal, idade, tipo de alimentação consumida, digestibilidade do alimento, quantidade de água ingerida, estação do ano e outros fatores. O conteúdo real de sólidos depende ainda do tipo de cama usada, restos de alimentos, águas de limpeza e evaporação (BUCKMAN & BRADY, 1968; BARBER, 1979; VAN HORN, 1992; MORSE et al., 1994).

A produção diária de dejetos frescos (sólidos e líquidos), por animais de raças leiteiras, é da ordem de 8-11% de seu peso vivo, com teor 10-12% de MS (GARCIA-VAQUERO, 1981; ASAE D384, 1983; MWPS-18, 1985; BATH, 1985; HERMETO BUENO, 1986). A relação fezes/urina (F/U) nas dejeções de gado leiteiro, segundo (GIESSMANN, 1981; MWPS-18, 1985), é de 1,5 e 2,2, respectivamente. Segundo dados da ASAE D384 (1983), a densidade média do esterco fresco de vacas em lactação é de 1.005 kg/m^3 . MORSE et al. (1994), trabalhando com vacas holandesas em lactação, com 567 kg de peso vivo médio, ingerindo uma alimentação fixa de 20 kg de MS, por animal, por dia, e 16 kg de MS por 454 kg de peso vivo, encontraram uma relação média de F/U, nas dejeções de 1,6 com uma variação de 1,4 a 1,9. Alguns valores característicos dessa produção podem ser vistos na Tabela 3-2.

TABELA 3-2 Produção diária de esterco (fezes + urina), por animais de raças leiteiras, com 87,3% de umidade, 933,00 kg/m³ de densidade e conteúdo em nutrientes.

Peso do Animal (kg)	Produção Total de Esterco (m ³ /dia)	Conteúdo em Nutrientes (g/dia)		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
68	0,005	27,22	10,40	21,85
113	0,009	45,36	20,78	38,25
227	0,019	90,72	37,42	76,49
454	0,037	185,97	75,87	147,52
635	0,052	258,55	106,02	207,63

Fonte: MWPS-18 (1985).

A produção e a característica dos dejetos de animais (Tabela 3-3), em função da carga poluidora, é variável de espécie para espécie (MWPS-7, 1974; GARCIA-VAQUERO, 1981; VAN HORN, 1992).

TABELA 3-3 Produção e características de estrume de várias espécies zootécnicas.

Características	Aves	Suínos	Vacas de leite
Peso vivo, kg	2,25	60	450
Dejeções (sólidas + líquidas), kg/dia	0,11	5,1	45
Quantidade por peso vivo, %	5-6	8-9	9-11
Matéria seca, %	20-30	15-20	10-12
DBO ₅ , g/dia ⁽¹⁾	9	180	1350
DBO ₅ , g/l ⁽²⁾	-	25	17
Equivalente populacional ⁽³⁾	0,12	2,35	17,6
DQO, g/l ⁽⁴⁾	-	54	20
Sólidos em suspensão no esterco líquido, g/l	-	50	65

Fonte: Garcia-Vaquero (1981).

⁽¹⁾ DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio, expressa em gramas de O₂ utilizado pelos microrganismos aeróbios, para decomposição de substâncias orgânicas em água, realizada em cinco dias à temperatura de 20° C.

⁽²⁾ Dados obtidos dividindo-se a DBO₅ em g/l pela soma de dejeções totais + águas de limpeza + derrame dos bebedouros, etc.

⁽³⁾ Dados obtidos fixando-se a DBO₅ do homem em 75 g/dia.

⁽⁴⁾ DQO - Demanda Química de Oxigênio, expressa em g/l de permanganato de potássio (KM_nO₄), necessária para oxidar a matéria orgânica contida no estrume.

LOTT et al. (1994), pesquisando as características de sedimentação de fezes frescas de esterco de gado, alimentados em lotes, sugeriram que se adote nos projetos uma velocidade máxima de sedimentação de 0,003 m/s. Observaram ainda que, até 1,80 m de coluna, a sedimentação ocorre dentro de 10 minutos ou em velocidades superiores a 0,003 m/s.

Dados apresentados por vários autores sobre os principais parâmetros das cargas poluidoras de dejetos de vacas leiteiras (Tabela 3-4) são semelhantes. GIESSMANN (1981) encontrou uma DBO₅ (5 dias, 20°C) média, de 15.100 mg/l, nas dejeções totais de 100 vacas holandesas. A DBO₅ da urina, citadas em numerosas fontes, segundo IMHOFF (1986) varia de 7.000 a 18.000 mg/l.

TABELA 3-4 Parâmetros da carga poluidora, das dejeções totais de vacas leiteiras, por unidade animal (UA) por dia.

PARÂMETROS (mg/kg)	AUTORES		
	MWPS-7 (1974)	ASAE 384 (1983)	VAN HORN (1992)
DBO ₅	20.730	20.847	15.419
DQO	110.976	111.309	106.119
Sólidos Totais (ST)	126.829	126.344	115.766
Sólidos Voláteis (SV)	104.878	102.151	96.472

LINDLEY (1979), trabalhando em fazendas de Connecticut - Storrs, com o objetivo de determinar o tipo e a quantidade das descargas de resíduos dos centros leiteiros, usando testes de laboratório e um sistema de tratamento experimental de dois estágios, em planta piloto, num processo de digestão anaeróbia, seguido de digestão aeróbia, chegou às seguintes conclusões: (1) o consumo médio de água, usado nos centros de ordenha, é de 15,5 l/vaca/dia, (2) a DBO₅ e a concentração de sólidos totais (ST) foram de 1.050 mg/l e 3.875 mg/l, respectivamente, (3) o uso de detergente ácido, acima de 2.900 ppm, inibiu a decomposição microbiana dos dejetos, e (4) o sistema de tratamento de dois estágios, poderá promover a qualidade da água residuária, usada em centros de ordenha. No estudo laboratorial, a redução de nitrogênio foi de 92% e a redução da DBO₅, de 99%. Os sólidos totais (ST) foram removidos em 62% (sedimentação e biodigestão) no tanque anaeróbio. O tempo de detenção no tanque anaeróbio foi de 10 dias. A redução de sólidos, para o sistema completo de dois estágios, foi de 81%.

Os compostos orgânicos são normalmente constituídos de uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio e, em alguns casos, nitrogênio (BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Outros elementos, tais como enxofre, fósforo e ferro, podem estar presentes. Os principais grupos de substâncias orgânicas, encontrados em águas residuárias, são proteínas, carboidratos, gorduras e óleos.

A velocidade de decomposição da matéria orgânica não depende somente do arejamento e do número e atividade das bactérias (KIEHL, 1985a; 1985b; OLIVEIRA, 1993), mas também da composição do material a ser decomposto, dimensões das partículas e sua relação C/N. Amidos e proteínas são os primeiros a serem decompostos, seguidos de celulose. GIESSMANN (1981) e KIEHL (1985a) argumentam que, na fermentação aeróbia, as perdas de nitrogênio são controláveis, ampliando-se a relação C/N do substrato. KIEHL (1979b) esclarece que, se o quociente C/N é demasiadamente grande, os microrganismos não

terão o material plástico necessário para construir a própria matéria celular, além do que necessitarão realizar inúmeros ciclos vitais, para eliminar o excesso de carbono na forma de CO_2 e de protoplasma albuminóide. KIEHL (1981) esclarece que os microrganismos assimilam 30 partes do peso de carbono para cada parte de nitrogênio, o que sugere ser a relação C/N, na decomposição aeróbia, em torno de 30 a mais indicada. Os microrganismos eliminam, pela respiração, cerca de 20 partes de carbono na forma de CO_2 , ficando 10 partes do protoplasma albuminóide, cuja relação C/N, próxima de 10, é também a mesma encontrada no húmus. Esclarece ainda que, quando a matéria orgânica tem alta relação C/N, é necessário que os microrganismos vão morrendo e o nitrogênio de seus protoplasmas sejam reciclados, enquanto o carbono é parcialmente eliminado como CO_2 , tudo para que a relação C/N abaixe até 30. Contrariamente, quando a relação C/N é baixa (só esterco, por exemplo), o excesso de nitrogênio será eliminado (perdido) na forma amoniacal (NH_3), KIEHL (1981) e TSUZUKI (1985).

Na avaliação de um composto, a relação C/N é um índice que fornece uma indicação técnica, se a matéria orgânica está na forma crua, bioestabilizada (semicurada) ou humificada (curada). Assim, quando a relação C/N do composto, for igual ou inferior a 12, o material está humificado, quando a relação for igual ou inferior a 17, diz-se que o composto está bioestabilizado ou semicurado e, quando acima de 30, a matéria orgânica está na forma crua (KIEHL, 1978, 1981, 1979a, 1985b). Assim, todo material humificado deverá ter uma relação C/N próxima de 10.

A avaliação do composto pela sua composição química se faz, rotineiramente, determinando-se o conteúdo de matéria orgânica, o qual deve ser superior a 50%, preferivelmente, acima de 70%; determinando o teor de nitrogênio total, que deve ser superior a 1,75% e quanto maior, mais valioso o adubo, calculando-se a relação C/N, que deve ser igual ou inferior a 17, e determinando-se o pH, o qual deve ser superior a 7,0 (KIEHL, 1981). Na avaliação biológica, KIEHL

(1985a) determina que os microrganismos encontrados em um composto, quer vivos ou mortos, podem chegar a 25% do seu peso.

O teor de nitrogênio no esterco apresenta grandes variações. Geralmente o esterco consiste de fezes, urina e outros materiais (palha, feno, cama, etc.) do estábulo. A urina é a maneira que o animal dispõe para expelir o excesso de nitrogênio do seu organismo, o teor deste elemento contido no esterco vai depender de quanto de urina for coletada com as fezes (VALENTE, 197-). Os ruminantes que contam com o auxílio de bactérias, para a digestão de plantas que ingerem, apresentam um menor teor de nitrogênio nos seus resíduos, porque parte do nitrogênio disponível vai para alimentação das bactérias intestinais.

BUCKMAN & BRADY (1968) argumentam que o esterco rural é, em essência, um fertilizante de grande influência residual no solo. Além de nitrogênio, fósforo e potássio, o esterco contém cálcio, magnésio, enxofre e provavelmente todos os elementos-traço (micronutrientes), extremamente importantes na manutenção da condição de equilíbrio dos solos.

SCHROEDER (1977) relaciona que muitas águas residuárias que apresentam altas concentrações de compostos orgânicos, como lignina, celulose, óleos e graxas, são compostos de elevada DQO (compostos oxidáveis quimicamente), não podem ser oxidadas pela maioria dos microrganismos. Assumindo que os processos de tratamento biológico removem apenas os compostos biodegradáveis, os parâmetros DQO ou COT (Carbono Oxidável Total ou Carbono Orgânico Total) representam medidas importantes para avaliar a concentração biodegradável do resíduo.

A Tabela 3-5 apresenta dados sobre o conteúdo de carbono e nitrogênio e a relação de C/N de alguns compostos orgânicos utilizados no meio rural.

TABELA 3-5 Relação carbono/nitrogênio (C/N) de diversos materiais.

Matéria-prima	Conteúdo de Carbono por Peso (%)	Conteúdo de Nitrogênio por Peso (%)	Relação C/N
Esterco de Bovinos (fresco)	7,3	0,29	25
Esterco de Suínos (fresco)	7,8	0,60	13
Esterco de Equinos (fresco)	10	0,42	24
Esterco de Ovelha (fresco)	16	0,55	29
Fezes Humana	2,5	0,25	2,9
Palha Seca de Trigo	46	0,53	87
Palha de Arroz, seca	42	0,64	67
Talo de Milho	40	0,75	53
Folhas Secas	41	1,00	41
Talo de Soja	41	1,30	32
Pasto	14	0,54	26

Fonte: FAO (1989).

O fator limitante no crescimento de um determinado organismo é sempre relativo. Aumentando-se o fornecimento de oxigênio e de alimento, na forma de carboidratos, exclusivamente, pode passar a ser limitante um outro fator, como o fósforo ou o nitrogênio, dada a inexistência desses elementos na molécula de carboidratos (BRANCO & HESS, 1975). No entanto, como as exigências em termos nutricionais são diferentes, de um para outro organismo, também o fator que é limitante para uma espécie pode não ser para outra. Assim, reduzindo excessivamente o fornecimento de oxigênio, bactérias anaeróbias ocuparão o lugar das aeróbias. Restringindo-se muito o nitrogênio e o fósforo, as bactérias poderão ceder lugar a fungos, que são menos exigentes quanto a esses elementos.

Conforme indicação de SIQUEIRA (1991), o valor fertilizante do esterco, sem considerar seu valor biológico e seu valor como condicionador da estrutura do solo, os conteúdos de nitrogênio, fósforo e potássio, contidos no excremento de vacas em lactação e a equivalência desses elementos em fertilizantes químicos e seu valor comercial, podem ser vistos nas Tabelas 3-6 e 3-7.

TABELA 3-6 Esterco fresco (fezes + urina), produzidos em um ano, por 100 vacas leiteiras.

Elemento	Produção (kg)
Esterco Fresco	1.825.000
Matéria Seca (MS)	219.000
Nitrogênio (N)	9.986
Fósforo (P ₂ O ₅)	3.814
Potássio (K ₂ O)	8.152

Dados baseados em White & Logan, citado por SIQUEIRA (1991). (O esterco fresco apresenta, em média, 12% de MS, 4,56% de N, 0,76% de P e 3,09% de K. Base de cálculo na MS).

TABELA 3-7 Equivalência em fertilizantes químicos, presentes no esterco bovino e seu valor comercial, para uma produção anual de 100 vacas leiteiras.

Fertilizante	kg	US\$
Sulfato de Amônio	49.900	9.730,50
Superfosfato Simples	21.200	2.937,72
Cloreto de Potássio	14.000	3.330,74
TOTAL	-	15.998,96

Fonte: Siqueira (1991), adaptado. IEA (preço cidade de São Paulo), abr. 1994.

Essa excelente massa fertilizante é suficiente para uma adubação pesada de 50 hectares de culturas, exigentes em fertilidade, como capineiras ou milho para silagem (SIQUEIRA, 1991).

De todas as substâncias sintéticas produzidas industrialmente até agora, nenhuma tem apresentado resultados satisfatórios como substitutos dos fertilizantes orgânicos em geral (KIEHL, 1985a). Atualmente, sabe-se que para a matéria orgânica fornecer nutrientes às plantas, necessita sofrer um processo de decomposição microbiológica, acompanhada da mineralização dos seus constituintes orgânicos. Dessa forma, (LOURES, 1983; HODGES, 1983) afirmam que a matéria orgânica estabilizada age na melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, constituindo uma importante reserva de nutrientes para as plantas.

3.3. Consumo de água pelos bovinos

Depois do oxigênio, a água é o elemento mais importante para os seres vivos. Ela é o alimento de maior requisição quantitativa para o gado de leite. Estes animais necessitam de mais água em relação a seu peso vivo, do que outras espécies, pois o leite consiste de 87% de água e o seu corpo apresenta de 55 a 65% deste elemento (KRAMER, 1993).

CHARBONNEAU et al. (1979) relatam que, em clima temperado, o volume de água em litros, para produção de um quilograma de alimento, implica consumo de 10.000 l/kg de leite e de 20.000 a 50.000 l/kg de carne, considerando a água necessária à produção das pastagens e alimentos compostos utilizados pelos bovinos. O consumo de água por vaca em lactação depende de vários fatores: o estado fisiológico, a produção de leite, o peso corporal, a raça e o consumo de matéria seca (CATLE, 1972; BENEDETTI, 1991; KRAMER, 1993; MANTEY, 1993). A composição da dieta, o ambiente, o clima e a qualidade da água são outros fatores que influem no consumo. Durante os meses mais quentes, MORSE et al.

(1994) concluíram que, quando as vacas sofrem estresse por causa do calor e elevação da umidade, elas aumentam o consumo de água resultando numa elevação na excreção de urina, alterando a composição dos dejetos.

Baseado em pesquisas, MANTEY (1993) chegou à equação para determinar o consumo de água por vaca em lactação:

$$\text{Consumo de Água (kg/dia)} = 0,9 (\text{produção de leite, kg/dia}) + 1,58 (\text{consumo de MS, kg/dia}) + 0,05 (\text{consumo de sódio (Na), g/dia}) + 1,20 (\text{temperatura média diária, } ^\circ\text{C}).$$

eq. 3-1

Conforme trabalhos de BENEDETTI (1986) e KRAMER (1993), as estimativas do consumo de água pelo gado leiteiro podem ser vistas nas Tabelas 3-8 e 3-9, respectivamente.

TABELA 3-8 Consumo de água pelo gado leiteiro (l/cab/dia), por categoria, nas condições de Brasil-Central, em criação semi-intensiva.

Categoria animal	Consumo (litro/cab/dia)	Variação (±)
Vaca em lactação	62,5	15,6
Vaca e novilha no final de gestação	50,9	12,9
Vaca seca e novilha gestante	45,0	12,9
Novilha em idade de inseminação	48,8	14,4
Fêmea desmamada (até inseminação)	29,8	7,2
Bezerro lactente (a pasto)	11,2	3,0
Bezerro lactente (baia até 60 dias)	1,0	0,4

Fonte: Benedetti (1986).

TABELA 3-9 Consumo diário de água pelo gado leiteiro (l/cab), com 630 kg de peso vivo, por categoria, para diferentes níveis de produção e temperatura ambiente.

Categoria animal	Temperatura Ambiente (°C)			
	0-5	10	21	32
Vaca Seca	22,5	25,0	32,5	40,0
Final de Lactação	32,5	35,0	47,5	55,0
Produzindo 20 litros/dia	60,0	63,0	80,0	100,0
Produzindo 30 litros/dia	100,0	102,5	130,0	170,0

Fonte: Kramer (1993).

3.4. Tratamento biológico aeróbio de resíduos

A literatura apresenta um vasto número de processos de tratamento para o manejo de águas residuárias e sua reciclagem no ambiente. Esses processos de tratamento são utilizados isoladamente ou conjugados, sendo que a maioria refere-se ao tratamento de esgotos sanitários (ALVARENGA & ALÉM SOBRINHO, 1977; YANO et al., 1977; OLSSON & ANDREWS, 1978; COLLINS et al., 1978; STALL, 1978; DICK, 1978; MENDONÇA, 1981; TEIXEIRA & ALÉM SOBRINHO, 1981; PELCZAR et al., 1981; ALÉM SOBRINHO, 1983; IMHOFF, 1986).

O tratamento biológico aeróbio é uma técnica que consiste em obter mais rapidamente e em melhores condições a desejada estabilização da matéria orgânica biodegradável, por processos físicos, químicos e biológicos KIEHL (1985).

O tratamento mais recomendado aos dejetos e águas residuárias de instalações de bovinos é do tipo biológico (TAIGANIDES, 1977; GIESSMANN, 1981).

A função de um processo de tratamento biológico é remover a matéria orgânica do efluente, por meio do metabolismo de oxidação e de síntese das células

(CENTURIÓN & GUNTHER, 1976; CULP et al. 1978; TCHOBANOGLOUS, 1979; SPERLING, 1994). Este tipo de tratamento é normalmente usado em virtude da grande quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável, presente em sua composição.

Os processos biológicos são caracterizados de acordo com a maneira que se dá o contato da matéria orgânica com os microrganismos e a presença ou ausência de oxigênio molecular (BRANCO & HESS, 1975; CENTURIÓN & GUNTHER, 1976; SCHROEDER, 1977). Quanto menor for o tempo de contato (tempo de retenção ou detenção), dentro do ótimo, entre os microrganismos e o substrato, maior será a velocidade de utilização do substrato e a sensibilidade do processo às variações do pH, temperatura, carga orgânica (concentração do substrato), fluxo de materiais.

No tratamento biológico de resíduos, procura-se repetir, em curto espaço de tempo, os mesmos processos que se verificam ao longo da correnteza de um rio, ou na área de um lago, com respeito a autodepuração (BRANCO, 1983; BRANCO, 1986; FIGUEIREDO, 1988). Para isso, é necessário que se proporcione ao resíduo, na estação de tratamento, as condições ideais, que favoreçam a oxidação biológica. Os vários métodos de sistemas de tratamento procuram, exatamente, conseguir uma elevada taxa de oxidação biológica, por diferentes processos de fornecimento de oxigênio.

O fenômeno da decomposição é um processo de nutrição e respiração ou oxidação biológica. Reações de oxidação podem ser realizadas em presença de oxigênio livre ou na sua ausência, uma vez que a principal característica dessas reações é a retirada de hidrogênio (ou de elétrons) do composto e não, necessariamente, a adição de oxigênio (BRANCO & HESS, 1975; BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Geralmente, referindo-se a um processo biológico, a equação é assim simbolizada (BRAILE & CAVALCANTI, 1993):

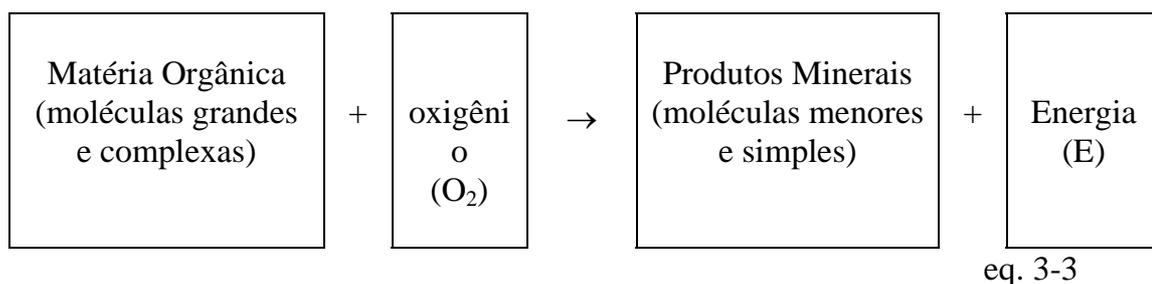


Onde:

AH_2 = composto redutor (o que vai ser oxidado) ou doador de hidrogênio (elétrons);

B = composto oxidante (o que vai ser reduzido) ou acceptor de hidrogênio.

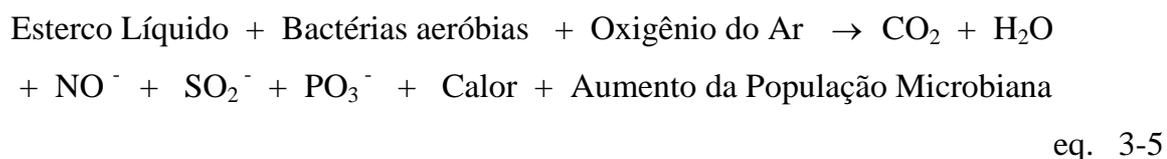
Quando o composto que funciona como acceptor de hidrogênio (elétrons) é o oxigênio molecular, diz-se que a respiração é aeróbia; quando, porém, o oxigênio molecular não intervém na reação, sendo o acceptor um composto qualquer, a reação passa a ser denominada anaeróbia. O processo de respiração aeróbia pode ser representado, em linhas gerais, pela reação (BRANCO & HESS, 1975; SILVA, 1977; FIGUEIREDO, 1988; BRAILE & CAVALCANTI, 1993):



Observa-se que, em presença de oxigênio molecular, a oxidação é completa, isto é, a molécula orgânica é totalmente desmembrada, cedendo toda sua energia potencial disponível e formando, como subproduto carbonáceo, o CO₂, que é desprovido de energia útil. Nestas condições, o rendimento da reação, em termos energéticos, é máximo. Com as reações anaeróbias, entretanto, não ocorre o mesmo. A oxidação é apenas parcial, levando à formação de subprodutos que ainda contêm

energia potencial disponível, tais como metano, álcoois ou ácidos graxos. Tais processos são considerados de baixo rendimento (BRANCO & HESS, 1975).

Segundo GARCIA-VAQUERO (1981), o processo de desodorização de esterco líquido, visando a sua estabilização e disposição final no solo, consiste em estimular as fermentações aeróbias e impedir as anaeróbias. A reação bioquímica que ocorre é a seguinte:



Observa-se na reação aeróbia que todos os produtos da decomposição são elementos voláteis, sem mau cheiro ou sais que ficam dissolvidos na água. Pelo contrário, na fermentação anaeróbia, os produtos de decomposição são: amônia (NH_3), ácido sulfídrico (H_2S), mercaptano ($\text{CH}_3\text{-SH}$), ácido butírico ($\text{C}_3\text{H}_7\text{-COOH}$), todos malcheirosos. Segundo o autor, para que isso não ocorra, torna-se necessário arejar a massa de dejetos, com turbinas ou injetores de ar.

O ambiente aeróbio, com abundância de ar, é o mais propício à decomposição, muito embora a decomposição da matéria orgânica possa ser realizada também em ambiente anaeróbio. A decomposição pelo processo aeróbio é mais rápida e melhor conduzida, não produz mau cheiro, nem proliferação de moscas (TCHOBANOGLIOUS, 1979; BRANCO, 1983; KIEHL, 1985; GIESSMANN, 1985).

Segundo TCHOBANOGLIOUS (1979), a conversão da matéria orgânica, em produtos gasosos finais e tecido celular, pode ser realizada aerobiamente, anaerobiamente ou facultativamente, usando crescimento suspenso ou sistemas de crescimento em leito fixo. A conversão aeróbia da matéria orgânica, numa cultura em batelada, pode ser explicada em termos do croqui mostrado na Figura 3-1.

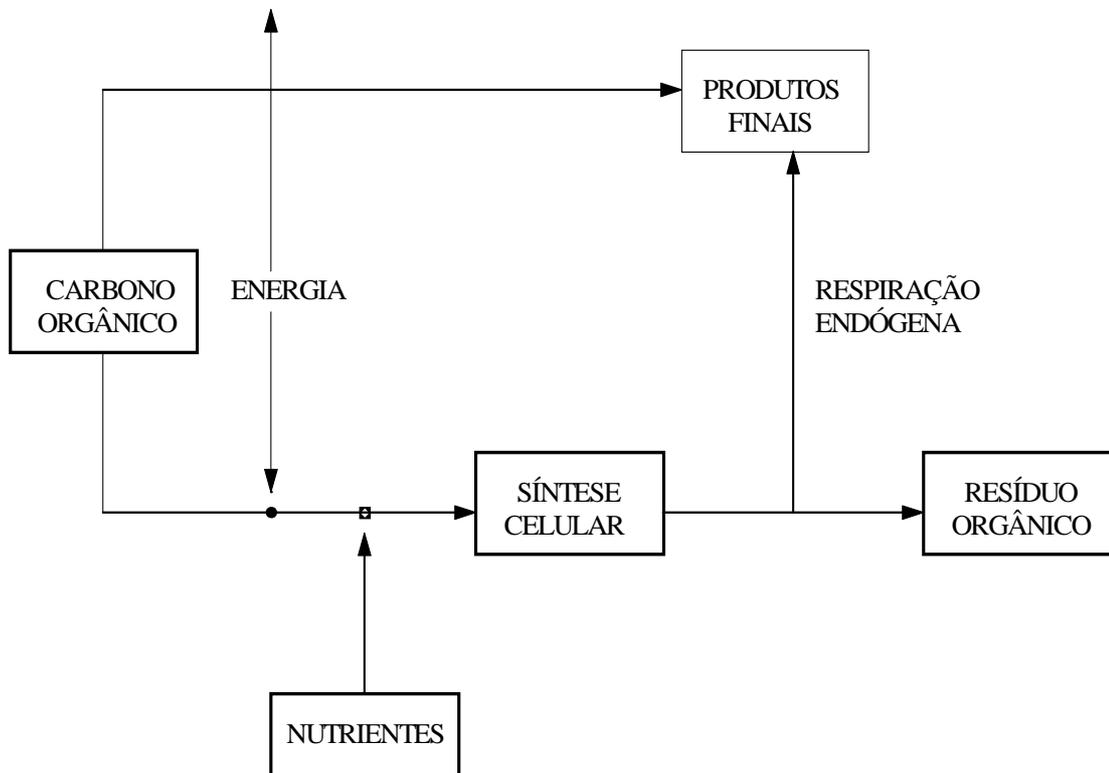


FIGURA 3-1 Representação esquemática do metabolismo bacteriano heterotrófico.
Fonte: TCHOBANOGLOUS (1979).

Na falta de matéria orgânica, o tecido celular poderá ser respirado endogenamente para produção de produtos gasosos finais e em produto residual, para obtenção de energia para manutenção. Na maioria dos sistemas de tratamentos, esses três processos ocorrem simultaneamente. Conforme TCHOBANOGLOUS (1979), estequiometricamente, esses processos podem ser representados nas seguintes formas, para um sistema aeróbio:

determinados através de ensaios em reatores em escala de laboratório (CENTURIÓN & GUNTHER, 1976; TCHOBANOGLOUS, 1979).

3.6. Processo de lodos ativados

O processo de lodos ativados foi desenvolvido na Inglaterra em 1914 e vem sendo utilizado para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, tanto em sua forma original, quanto em várias de suas formas modificadas ALÉM SOBRINHO (1983).

A estabilização aeróbia das águas residuárias contendo substâncias biodegradáveis tem sido realizada por três processos biológicos principais: lodos ativados, filtros biológicos e lagoas de estabilização aeróbia (BRANCO & HESS, 1975; CULP et al., 1978; BRAILE & CAVALCANTI, 1993). O processo biológico mais empregado atualmente para estabilizar a matéria orgânica biodegradável dos despejos agroindustriais e dos esgotos sanitários, é o de lodos ativados. O princípio de funcionamento dos lodos ativados assemelha-se bastante aos dos filtros biológicos, sendo uma das principais diferenças a existência de um suporte sólido e fixo nesse processo e a ausência do mesmo no primeiro. No caso dos lodos ativados, a possibilidade de conseguir melhor contato entre microrganismos e a matéria biodegradável aumenta a eficiência na remoção de DBO, o que pode superar os 95%.

LINDLEY (1979) comenta que muitos sistemas de tratamento biológico têm sido investigados para tratamento de resíduos de laticínios. Os processos biológicos, como os filtros gotejantes, lodo ativado, valo de oxidação e lagoas aeróbias, tem sido mais satisfatórios que os sistemas anaeróbios.

Ross et al. (1970), citado por (LINDLEY, 1979), sugeriram o uso de lagoas aeróbias ou anaeróbias ou combinações destas, para o tratamento de águas residuárias de laticínios. As lagoas apresentam uma grande área exposta, são

influenciadas por variações nas condições climáticas e muito pouca estabilização biológica poderá ocorrer quando a temperatura cai abaixo de 4,5 °C.

O processo de tratamento por lodos ativados é empregado extensivamente na sua forma original, e nas suas várias formas modificadas (BRANCO & HESS, 1975; BRAILE & CAVALCANTI, 1993). As mais importantes variantes de lodos ativados, segundo (BRANCO & HESS, 1975; ALÉM SOBRINHO, 1983), são:

- a) Aeração proporcional (capacidade convencional): a quantidade de ar por metro cúbico de tanque é maior junto à entrada do efluente e menor junto à saída, pois a atividade do lodo decresce com o tempo de permanência no tanque.
- b) Aeração escalonada (“step aeration”): distribuição do efluente ao longo dos tanques de aeração, sendo o lodo recirculado introduzido junto com a primeira entrada. Com isso consegue-se uma oferta mais uniforme de alimento para os microrganismos.
- c) Aeração modificada: são recirculadas apenas pequenas quantidades de lodo. O consumo de ar e, portanto, de energia, é menor, mas a eficiência também se reduz.
- d) Mistura completa: os esgotos e o lodo recirculado são introduzidos juntos em vários pontos do tanque de aeração, garantindo uma homogeneidade muito grande em todos os pontos da unidade.
- e) A aeração por contato ou “bissorção”: o lodo recirculado é aerado durante quatro a oito horas, misturado rapidamente com o esgoto, mantendo-se em contato direto durante 15-30 minutos, após o que é descartado.
- f) Aeração prolongada (estendida): a quantidade de sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA) é de 4 a 8 g/litro. O tempo de aeração pode variar de 10 horas até vários dias, sendo comuns os tanques com um dia e três dias de aeração. São também chamados de lodos ativados de baixa capacidade. A idade do lodo (θ_c) chega a dezenas de dias, tornando-se bastante inativo. A eficiência da DBO, via de regra, ultrapassa os 90%, chegando, não raro, a 97%. Os tanques de aeração para lodos ativados com aeração prolongada são consideravelmente maiores, três a quatro

vezes do que os de capacidade convencional. Estes tanques se encontram entre os extremos citados: sólidos em suspensão no tanque de aeração entre 1 a 4 g/litro; tempo de aeração de duas a quatro horas; idade do lodo pouco além de quatro dias; eficiência de remoção entre 90 e 95%. Em contrapartida, são necessários digestores para a estabilização do lodo excedente, ao requerido pela circulação, em virtude do elevado teor de células vivas na massa.

g) Valas de oxidação: são uma variante de aeração prolongada, em geral constituídas apenas do tanque de aeração. Raramente são associadas a um decantador final.

Segundo ALÉM SOBRINHO (1983), o processo de lodos ativados é bastante flexível, podendo ser adaptado para tratar uma grande variedade de águas residuárias, com poluentes predominantemente de origem orgânica. O autor apresenta a seguinte classificação, para as variações do processo, com base no tempo de residência celular ou idade do lodo (θ_c):

a) Processo operando na faixa convencional ($3 \text{ dias} < \theta_c < 15 \text{ dias}$)

- sistema convencional (concepção original do processo de lodos ativados)
- sistema de aeração proporcional
- sistema com tanque de aeração de mistura completa
- sistema com alimentação escalonada (“step aeration”)
- estabilização por contato
- processo Kraus

b) processo operando na faixa de aeração prolongada ($20 \text{ dias} < \theta_c < 30 \text{ dias}$)

- aeração prolongada
- valos de oxidação
- sistema “Carrousel”

c) Processo operando a altos fatores de carga ao lodo $\theta_c < 5 \text{ dias}$)

- aeração de alta taxa
- aeração modificada

d) Processo utilizando oxigênio puro

- sistema de oxigênio puro

3.6.1. Influência da temperatura no desempenho dos processos de lodos ativados

A temperatura afeta todas as atividades dos microrganismos. Quanto mais elevada a temperatura ótima de crescimento (próxima de 40°C), mais abrupta será a curva de crescimento, em função da temperatura. A influência da temperatura sobre a *constante da taxa de reação* (k) biológica é muito importante na avaliação da eficiência global dos processos de tratamento biológico (SCHROEDER, 1977; TCHOBANOGLIOUS, 1979). Ela não influencia somente as atividades metabólicas da população microbiológica, mas também tem efeito sobre as taxas de transferência de gases e as características de sedimentação dos sólidos biológicos. Nos estudos envolvendo o tratamento biológico de águas residuárias, a equação mais aceita, para o efeito da temperatura sobre a taxa de reação, é uma forma modificada da equação de Arrhenius, dada pela expressão:

$$r_T = r_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad \text{eq. 3-9}$$

Onde:

r_T = taxa de reação para uma dada temperatura T , °C, tempo⁻¹;

r_{20} = taxa de reação para temperatura de 20°C, tempo⁻¹;

θ = coeficiente de temperatura para a atividade microbiana; e

T = temperatura, °C.

Os valores de θ para os processos de lodos ativados, segundo TCHOBANOGLIOUS (1979), variam de 1,00 a 1,04, sendo 1,02 o valor característico para o processo.

Entretanto, Eckenfelder (1970), citado por ALÉM SOBRINHO (1983), recomenda que θ seja usado em função do fator de carga ao lodo (f) ou relação alimento/microrganismo (F/M), como:

$$\theta = 1,0 \text{ para } f < 0,5 \text{ kg DBO/kg SSTA} \cdot \text{dia; e}$$

$$\theta = 1,0 \text{ a } 1,4 \text{ para } f > 0,5 \text{ kg DBO/kg SSTA} \cdot \text{dia.}$$

A expressão modificada de Arrhenius pode, também, ser apresentada em termos de taxa de crescimento de microrganismos, conforme Rich (1973), citado por (ALÉM SOBRINHO, 1983), dado pela equação:

$$\mu_m = \mu_{m,0} \cdot \lambda_c^{(T-T_0)} \quad \text{eq. 3-10}$$

Onde:

μ_m = taxa de crescimento máximo à temperatura T, °C, tempo⁻¹;

$\mu_{m,0}$ = taxa de crescimento máximo determinada à temp. (T₀), °C, tempo⁻¹; e

λ_c = coeficiente de temperatura para o crescimento de microrganismos, onde:

$\lambda_c = 1,047$ como sendo o valor obtido de informações termodinâmicas, para temperaturas de 15 a 30°C; e

$\lambda_c = 1,03$ a 1,07 como valor observado em tratamentos biológicos aeróbios, para temperaturas de 15 a 30°C.

Com relação à nitrificação, no processo de lodos ativados, o efeito da temperatura foi estudado por Downing et al. (1964), citado por ALÉM SOBRINHO (1983), propôs para a taxa de crescimento das nitrosomonas (bactérias limitantes do processo de nitrificação), a seguinte relação:

$$\mu_{N,T} = 0,18 \cdot e^{0,12(T-15)} \quad \text{eq. 3-11}$$

Onde:

$\mu_{N,T}$ = taxa de crescimento das nitrosomonas à temperatura T , °C, para
($T < 35$ a 38°C), tempo⁻¹

3.6.2. Lodos ativados por aeração prolongada

O processo de aeração prolongada opera na fase de respiração endógena da curva de crescimento descontínuo de microrganismos, a qual necessita de uma carga orgânica relativamente baixa e longo tempo de aeração. Assim, ela é geralmente aplicada somente para pequenos projetos de tratamento, com capacidade menor que 3.800 m³/dia (TCHOBANOGLIOUS, 1979).

Segundo IMHOFF (1986), este sistema trabalha com carga orgânica volumétrica (COV) igual ou menor que 0,2 kg DBO/(m³ reator . dia) e um fator de carga orgânica (F/M) igual ou menor que 0,05 kg DBO₅/(kg SSTA . dia). O autor comenta que, quando se aplica aos sólidos em suspensão no tanque de aeração $F/M \leq 0,05$ kg DBO₅/(kg SSTA . dia), o crescimento do lodo é tão baixo, que se estabelece uma idade do lodo igual ou superior a 40 dias. Durante este longo tempo de aeração, os componentes orgânicos do lodo sofrem acentuada estabilização aeróbia. A aeração do lodo em conjunto com o esgoto, segundo este autor, só é econômica em instalações de até 1.500 m³/dia (5.000 habitantes).

SPERLING (1994) apresenta uma descrição sucinta do sistema de tratamento secundário de resíduo, pelo processo de lodo ativado por aeração prolongada ou estendida, nos seguintes termos: A concentração de biomassa (bactérias) no reator é elevada; permanecendo mais tempo no sistema, os tanques de aeração são maiores. Com isto, há menos DBO disponível para as bactérias, o que faz que elas se utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para sua manutenção. Em decorrência, o lodo excedente retirado (bactérias) já sai

estabilizado. Não se incluem, usualmente, unidades de decantação primária. A eficiência de remoção para tratamento de esgotos é de 93 a 98% para DBO, 15 a 30% para N, 10 a 20% para o P e 65 a 90% para coliformes. Tempo de detenção hidráulico (θ_h) de 0,8 a 1,2 dias. O custo de implantação do sistema é de 40 a 80 US\$/hab, consumo de energia de 2,5 a 4,0 W/hab e área de 0,25 a 0,35 m²/hab.

ALÉM SOBRINHO (1983) apresenta uma descrição mais detalhada da aeração prolongada. Esta variante do processo trabalha com idade do lodo (θ_c) na faixa de 20 a 30 dias e com fator de carga ao lodo volátil ($f_v = 0,05$ a $0,10$ kg DBO/kg SSVTA . dia). O tanque de aeração é um reator de mistura completa e a concentração de SSTA varia na faixa de 3 a 6 kg/m³. A aeração é feita por ar difuso ou por aeradores mecânicos. A eficiência do processo em termos de remoção de DBO, é de 90 a 98% com base na DBO solúvel do efluente e a nitrificação é quase que total. Geralmente, o processo de aeração prolongada é utilizado para o tratamento de despejos sem decantação primária. Devido aos baixos valores do fator de carga do lodo (f_v), os volumes do tanque de aeração são relativamente grandes, e, em muitos casos, isto se torna um fator limitante ao uso da aeração prolongada, para estações de tratamento de médio e grande porte. Ainda nesse processo de tratamento, ocorre a estabilização do lodo, que aumenta ainda mais o consumo de oxigênio, que é sensivelmente maior do que o verificado nos processos que trabalham com fator de carga do lodo (f) mais elevado e onde tal estabilidade aeróbia do lodo não ocorre. Por outro lado, o fato de o lodo gerado estar praticamente estabilizado, ele pode ser disposto de maneira relativamente simples, sem a necessidade de posterior digestão, o que torna esta variante econômica, em sistemas de pequeno porte. Devido à grande quantidade de sólidos biológicos no tanque de aeração, este sistema é razoavelmente resistente a cargas de choques e lançamento ocasionais de elementos tóxicos no sistema. Entretanto, quando o ambiente do reator sofre degeneração acentuada, devido à elevada idade do lodo, que opera a aeração prolongada, o período de tempo requerido para o retorno do

processo às condições normais de operação, após eliminada a causa do distúrbio, é geralmente grande. Como esse sistema libera alguns nutrientes da oxidação do material celular (oxidação endógena), despejos com alguma deficiência de nitrogênio podem ser tratados, com sucesso, pelo processo de lodos ativados.

Thayer (1951) e Kannemeyer (1958), citado por LINDLEY (1979), usaram o processo de lodo ativado para estabilizar resíduos de laticínios. A aeração estendida (prolongada) foi reportada como um método de sucesso para manejo destes resíduos. Os projetos de aeração prolongada são menos sensíveis a choques que os sistemas de lodo ativado convencional e tem um custo inicial mais baixo que os filtros gotejantes.

3.6.3. Lodos ativados de fluxo intermitente

A operação do sistema é intermitente. Assim, no mesmo tanque ocorrem, em fases diferentes, as etapas de reação (aeradores ligados) e sedimentação (aeradores desligados). Quando os aeradores estão desligados, os sólidos sedimentam, ocasião em que se retira o efluente tratado (sobrenadante). Ao se ligar os aeradores, os sólidos sedimentados retornam à massa líquida, o que dispensa as elevatórias de recirculação. Neste sistema, não há decantadores secundários, sendo os aeradores o equipamento mínimo (básico) necessário para o sistema de tratamento (SPERLING, 1994). A eficiência de remoção típica para tratamento de esgotos é de 85 a 95% para DBO, 30 a 40% para N, 30 a 45% para o P e 60 a 90% para coliformes. O tempo de detenção hidráulica (θ_h) varia de 0,4 a 1,2 dias. Ainda segundo o autor, o custo de implantação do sistema é de 50 a 80 US\$/habitante, com requerimentos de energia de 1,5 a 4,0 W/hab e de área de 0,2 a 0,3 m²/hab.

3.6.4. Lodo ativado por batelada

A denominação Lodo Ativado por Batelada (LAB) é uma adaptação do termo Sequencing Batch Reactor (SBR) ou ainda Fill and Draw System (enche e esvazia), sendo um reator do tipo batelada (batch), com fluxo intermitente (KAMIYAMA, 1989; IRVINE et al., 1979). Quase a totalidade dos estudos sobre lodo ativado tem como enfoque o processo contínuo, tendo como pressuposto a continuidade das características do esgoto afluente, porém, tem-se obtido eficiência reduzida nas comunidades de pequeno porte (KAMIYAMA, 1989).

3.6.4.1. Operações básicas do processo de LAB

Segundo descrições de KAMIYAMA (1989) e IRVINE & BUSH (1979), diferentemente do processo contínuo, o LAB é formado por reator biológico, com um ou mais tanques, o qual funciona também como decantador secundário. O esquema operacional é simples: o esgoto é admitido até o nível pré-estabelecido no reator, é tratado e depois decantado. O sobrenadante tratado (efluente) é retirado do reator, deixando a massa de lodo biológico no reator. Esse ciclo pode ser repetido várias vezes por dia, conforme a vazão afluente do esgoto. Um ciclo operacional (ou uma batelada) do processo de LAB, Figura 3-2, contém basicamente cinco períodos (fases) distintos:

- **Período de enchimento:** o esgoto afluente é admitido no reator, podendo-se iniciar a mistura ou aeração desde o início do enchimento, ou em qualquer período, conforme o que se deseja remover no despejo a ser tratado.

- **Período de reação:** tempo necessário para que ocorram as reações desejadas no tratamento. Nesta fase, apenas a aeração é prosseguida mas, dependendo do procedimento adotado, esta fase poderá ser reduzida ou até eliminada.
- **Período de decantação:** tempo necessário para que ocorra a sedimentação dos sólidos do efluente tratado (separação física, sólido/líquido). A aeração é interrompida logo após o término do enchimento, permitindo a decantação dos sólidos. Esta decantação ocorre sob condições ótimas, pois não há fluxo afluente ou efluente que a perturbe.
- **Período de drenagem:** tempo necessário para a descarga (drenagem) do efluente tratado (sobrenadante líquido).
- **Período de repouso:** tempo necessário para descarga do lodo biológico em excesso. Esta operação não precisa ser incluída em todas as bateladas (ciclos), dependendo da idade do lodo e do volume do reator a serem adotados, podendo considerar terminado o ciclo operacional com o término da drenagem.

No caso de um sistema de tanque único, o ciclo de funcionamento é considerado a partir do início do período de enchimento, até o final do período de repouso. Já no caso de tanques múltiplos, o ciclo passa a ser do início do período de enchimento, até o final do período de repouso do último reator da seqüência (DORNELLAS, 1994).

O sistema de tanque único, é aplicado em processos de fluxo intermitente (não contínuo), como ocorre nas indústrias de alimentos e em comunidades rurais. Este sistema requer operação mínima para o seu funcionamento. Entretanto, GORONSZY (1979), na Austrália, adotou o sistema de tanque único com fluxo contínuo, também chamado de semibatelada (semi-batch), com ótimos resultados.

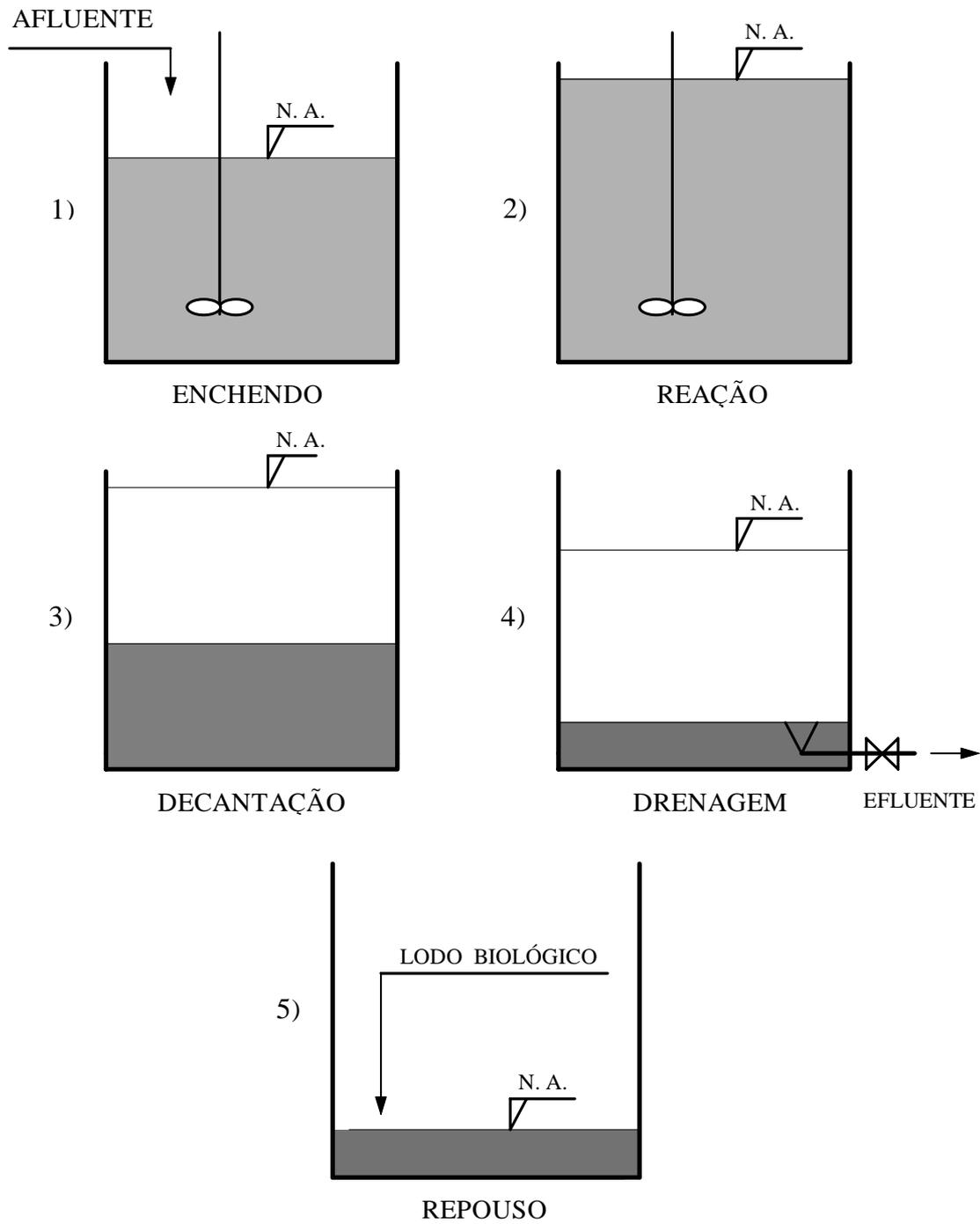


FIGURA 3-2 Fases de um ciclo operacional do LAB.
 Fonte: KAMIYAMA (1989).

3.6.4.2. Vantagens oferecidas pelo processo de LAB

Segundo KAMIYAMA (1989), são muitas as vantagens oferecidas pelo processo de LAB, se comparado com o sistema contínuo. As vantagens vão desde os custos de implantação, até a operação do sistema. Comparando um exemplo real existente numa ETE de fluxo contínuo, com vazão afluente de 4.047 m³/dia de aeração prolongada, simulando a adoção do processo de LAB, concluiu as seguintes vantagens em favor do LAB:

- 1) Ocorrerá uma redução de 56% em termos de volume dos reatores biológicos. Mesmo com a redução do tempo de detenção total, o processo mantém as características do lodo ativado por aeração prolongada, desde que se mantenha a mesma idade do lodo.
- 2) A ausência dos decantadores secundários de estruturas complexas, dos equipamentos eletromecânicos e dos sistemas de recirculação de lodo com os devidos controles de vazão, traz uma série de vantagens econômicas, construtivas e operacionais ao processo de LAB.
- 3) Maior vantagem no que se refere ao dimensionamento dos aeradores. Um projeto bem dimensionado do processo contínuo prevê as vazões de picos horários, adequando equipamentos para as cargas orgânicas de pico, trazendo dois tipos de inconvenientes: (a) equipamentos de maior potência e custo de aquisição e de operação; (b) excesso de aeração durante o período de menor vazão e de carga orgânica, prejudicando a qualidade do efluente. Assim, todas essas estruturas complexas e equipamentos são eliminados do processo de LAB.
- 4) No processo por batelada, as amplitudes de carga e de vazão são bastante amenizadas, permitindo o dimensionamento dos equipamentos de aeração para demandas mais uniformes de oxigênio, reduzindo a potência necessária dos equipamentos de aeração. O processo de LAB permite ainda a instalação de

misturadores submersíveis no reator biológico, reduzindo o número de aeradores em funcionamento.

5) O autor enfatiza que a maior vantagem do processo de LAB, sobre o processo contínuo, está na operação, pelos seguintes motivos: (a) Controle do processo biológico. O processo contínuo de lodo ativado exige severo acompanhamento por meio de análises laboratoriais, para obtenção dos parâmetros de controle, tais como a taxa de recirculação do lodo, idade do lodo e índice volumétrico de lodo (IVL). Nos casos de descarte direto do lodo do reator, para definir a idade do lodo, é necessário medir ou estipular as concentrações dos sólidos biológicos, tais como os sólidos suspensos voláteis do lodo de recirculação (SSVLR) e dos sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA), além da necessidade de medição do lodo de descarte. No processo de LAB, tudo isso se resume à operação de descarte do lodo, tornando o processo operacional simples e executável por operadores de baixa qualificação profissional. (b) Equalização na qualidade e vazão do afluente, melhorando também a qualidade do efluente tratado. (c) Flexibilidade operacional do LAB. A grande flexibilidade operacional que o processo LAB apresenta faz dele um processo especialmente recomendável às localidades com grandes variações da carga orgânica e vazão, tanto diárias quanto sazonais, especialmente nas regiões turísticas. Esses problemas são eliminados com a flexibilidade operacional do LAB. Durante o período de baixa vazão, o reator biológico é operado com maior tempo por batelada por dia. Neste período, é perfeitamente viável a redução do número de aeradores em funcionamento, com o emprego de agitadores superficiais para manter a agitação da massa líquida. Isto reduz muito o custo de energia. Contrariamente, com o aumento da vazão, o reator passaria a operar com maior número de bateladas por dia.

6) O processo de LAB caracteriza-se pela sua adaptabilidade à automação. A automação do processo se resume nos seguintes controles: fechamento da válvula de controle ou da comporta de canal do esgoto afluente, desviando-o para um ou outro reator ou para um tanque de acumulação, quando o nível d'água no interior do reator

atingir o nível pré-estabelecido. Em seguida, o aerador pode ser desligado se a condição de tempo mínimo de reação (e de aeração) predeterminado estiver satisfeita (por ex. 4,5 horas para um ciclo de 6,0 horas). Este tempo mínimo pode ser estabelecido conforme o comportamento da vazão da carga afluyente estimada, podendo ser reduzido ou aumentado. Após o desligamento do aerador (ou do aerador mais agitador), o conteúdo do reator biológico é decantado durante o tempo suficiente para permitir a boa separação entre o sólido biológico e o líquido (por ex. 1,0 hora), após o que é aberta a válvula para drenagem do líquido tratado. Após o fechamento, pode-se dar início novamente à aeração, estando o reator pronto para iniciar outra batelada. O descarte do lodo para controle do processo biológico também pode ser automatizado, controlado igualmente pelos níveis d'água no reator biológico. Todas as operações acima descritas podem ser programadas e controladas por meio de microprocessador, reduzindo sensivelmente o emprego de mão-de-obra, trazendo considerável economia nos custos operacionais ao longo do tempo. Nas operações automatizadas, a mão-de-obra necessária se reduz aos trabalhos diurnos, tais como a remoção de material retido nas grades, limpeza periódica da caixa de areia, remoção periódica da espuma no reator biológico e trabalhos inerentes à disposição de sólidos. Resumindo, não se exige a formação de turnos de operação, como ocorre normalmente nas ETE com processos contínuos de tratamento.

7) O processo de LAB permite a conversão ou aproveitamento de instalações já existentes para outros processos de tratamento secundário, apenas com a construção adicional (se necessária), de um tanque de acumulação, com um volume em torno de duas vezes a vazão média ($V_{\text{tanque}} = 2 Q_{\text{média}}$). Esta é uma vantagem peculiar do processo.

KAMIYAMA (1989) conclui que o processo e LAB oferece vantagens em quase todos os aspectos, se comparado com lodo ativado por processo contínuo.

GORONSZY (1979), estudando o processo de aeração prolongada (estendida) com operação intermitente, para pequenos sistemas de tratamento,

encontrou as principais vantagens citadas por KAMIYAMA (1989), principalmente no que diz respeito a versatilidade, simplicidade, operacionalidade e manutenção.

3.6.4.3. Parâmetros operacionais do processo de LAB

KAMIYAMA (1990), dando seqüência ao estudo sobre o processo de LAB, adaptando um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA), implantado parcialmente para tratamento de esgoto de uma cidade típica do interior de São Paulo, comprovou as vantagens apontadas em seu estudo preliminar em 1989, superando as expectativas, tanto em termos operacionais quanto qualitativos. O autor concluiu ainda que o desenvolvimento do LAB no Brasil ainda está na sua fase inicial, devendo ser aprimorado com o tempo. Neste trabalho, o volume útil do reator biológico foi 560 m^3 , com uma vazão afluyente média de $323 \text{ m}^3/\text{dia}$, permitindo assim uma batelada por dia e carga média afluyente de $128,83 \text{ kg DBO}/\text{dia}$, as eficiências de remoção média de DBO, DQO, SS e SP, em seis semanas, foram de 88,33; 82,67; 80,40 e 99,67, respectivamente.

Na cidade de Culver, Indiana-EUA, Irvine et al. (1983), citado por KAMIYAMA (1989), trabalhando com o processo de LAB, com dois reatores biológicos de 460 m^3 cada um, quatro bateladas por dia e vazão média de $1.340 \text{ m}^3/\text{hora}$, operando com idade do lodo ($\theta_c = \text{volume do reator}/\text{volume descartado}$) variando de 15 a 45 dias, obtiveram bons resultados em termos de qualidade e estabilidade do efluente tratado para DBO_5 e SS. O processo também demonstrou alta eficiência de remoção biológica de nutrientes (N e P). A operação do sistema com tanques múltiplos é mostrada na Tabela 3-10.

O número de bateladas do processo de LAB depende do volume do reator dimensionado, que por sua vez depende do tempo mínimo exigido em cada fase de um ciclo operacional (KAMIYAMA, 1989).

TABELA 3-10 Fases do ciclo operacional de cada reator em horas.

Fases (períodos)	Reator Norte (horas)	Reator Sul (horas)
Enchimento	2,9	3,1
Reação	0,7	0,4
Decantação	0,7	0,7
Drenagem	0,7	0,7
Repouso	1,0	1,1
Total/ciclo	6,0	6,0

Fonte: Irvine et al. (1983), citado por Kamiyama (1989).

IRVINE et al. (1979), trabalhando com esgoto de pequenas comunidades pelo processo de LAB, em escala de laboratório, variando o tempo de aeração e mistura, obtiveram alta eficiência de remoção para DBO e SS em todos os tratamentos. Entretanto, a eficiência de remoção de N Total só foi satisfatória para o menor período de reação, Tabela 3-11.

TABELA 3-11 Eficiência de remoção de DBO, SS e N Total, para diferentes períodos de reação e mistura.

Período de Reação (h)	Eficiência de Remoção (%)		
	DBO ₅	SS	N Total
15	97,1	90,2	38,4
6	87,2	91,5	33,3
3	95,0	88,0	70,0

Fonte: Irvine et al. (1979).

IRVINE et al. (1979), dando seqüência no trabalho, com três reatores biológicos e variando o tempo de detenção hidráulica (θ_h) e a temperatura, obtiveram os resultados apresentados na Tabela 3-12.

TABELA 3-12 Eficiência de remoção de DBO₅, SS e N Total, para diferentes períodos de aeração e temperatura.

Reator	θ_h (h)	Temperatura (°C)	Eficiência de Remoção (%)		
			DBO ₅	SS	N Total
A	3,5	24 a 28	96,2	95,1	63,7
B	1,6	24 a 28	93,9	91,7	73,4
C	3,5	14	94,7	92,4	65,3

Fonte: Irvine et al. (1979).

Observou-se que a temperatura e o tempo de detenção hidráulica não influenciaram nos resultados de remoção de DBO e SS, porém, a melhor eficiência de remoção para N Total continuou sendo para os menores períodos de reação.

KAMIYAMA (1990), referindo-se à necessidade de remoção de nutrientes, principalmente o Fósforo e o Nitrogênio (P e N) dos efluentes tratados, antes de lançá-los nos corpos receptores, argumenta que o processo de LAB, talvez, seja o mais apto para essa função. O método mais comumente adotado é o de incorporação de uma fase de carência de oxigênio (anox), numa das etapas do lodo ativado, possibilitando, assim, tanto a melhoria na capacidade de absorção de fósforo pelos microrganismos, quanto a remoção do Nitrogênio pela desnitrificação sob condições anaeróbias. Para que isso ocorra, o autor recomenda a adição de equipamentos de agitação (mistura) da massa líquida, durante a fase anox, porém, esta técnica está para ser melhor pesquisada entre nós.

TCHOBANOGLIOUS (1979), descrevendo os processos combinados de nitrificação por oxidação do carbono, argumenta que os organismos nitrificantes

estão presentes na maioria dos processos de tratamento biológico, mas usualmente seus números são limitados. O autor cita que Sawyer (1940) notou que a habilidade de vários processos de lodos ativados para nitrificação foi correlacionada para a relação DBO_5/NH_3 . Mais recentemente tem sido mostrado que a relação DBO_5/NKT (Nitrogênio Kjeldahl Total) pode ser usada como uma medida mais real. Para relações DBO_5/NKT entre 1 a 3, correspondem aos valores encontrados nos sistemas de nitrificação em estágios separados. A fração de organismos nitrificantes estimada varia de 0,21 para uma relação de 1, até 0,083 para uma relação de 3 (Tabela 13). Na maioria dos processos de lodos ativados, a fração de organismos nitrificantes poderá ser consideravelmente menor do que o valor 0,083. Quando a relação DBO_5/NKT é grande, em torno de 5, pode ser classificado como um processo de nitrificação em estágio separado. TCHOBANOGLIOUS (1979) esclarece ainda que a nitrificação pode ser consumada em qualquer dos processos de lodo ativado de crescimento suspenso, identificado na Tabela 3-13. Tudo o que é requerido é a manutenção das condições apropriadas para o crescimento de organismos nitrificantes. Na maioria dos climas quentes, o aumento da nitrificação pode ser induzida simplesmente pelo aumento do tempo de residência celular médio (θ_c) e o suprimento de ar.

TABELA 3-13 Relação entre a fração de organismos nitrificantes e a relação DBO_5/NKT do afluente.

Relação DBO_5/NKT	Fração de Nitrificação	Relação DBO_5/NKT	Fração de Nitrificação
0,5	0,35	5	0,054
1	0,21	6	0,043
2	0,12	7	0,037
3	0,083	8	0,033
4	0,064	9	0,029

Fonte: Tchobanoglous (1979).

OSADA et al. (1991), trabalhando com águas residuárias de suínos, com aproveitamento de fezes e urina diluídos, para uma carga orgânica de 0,50 kg DBO/m³. dia em unidades de lodo ativado por batelada (LAB) e com processo de aeração intermitente (PAI), aeração e não-aeração alternadas de 1,0 h (PAI-1,0) ou (PAI-3,5), comparando com o processo de aeração não limitada convencional (PANL), encontraram os seguintes resultados:

(1) As eficiências de remoção de DBO, COT e SS foram altas para ambos os processos, sendo que o período de aeração no PAI foi de aproximadamente a metade daquele utilizado no PANL.

(2) Para o afluente com relação N/DBO de 0,18, as eficiências de remoção de nitrogênio total no PAI-1,0 e no PANL foram de 96,9 e 58,6% e para o fósforo foram de 80,8 e 47,8%, respectivamente.

(3) Para uma relação N/DBO alta de 0,31, a eficiência de remoção para o N Total e fósforo no PAI-1,0 foi de 72,2 e 18,6%, respectivamente.

A taxa de aeração durante os períodos de reação (aeração) foi de 0,65 l/min e a agitação forçada não foi aplicada. O experimento foi realizado em escala de bancada (laboratório) utilizando seis unidades de lodo ativado em paralelo mantidas a uma temperatura de $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$. Um cilindro graduado de três litros foi usado como tanque de aeração. O volume utilizado foi de dois litros e a aeração foi feita através de um difusor preso no fundo do tanque de aeração.

DORNELLAS (1994), trabalhando com o processo de LAB, em escala piloto de laboratório, para tratamento de efluente líquido da indústria cítrica, com aplicação de ar e oxigênio puro, chegou às seguintes conclusões:

(1) As percentagens máximas de remoção de DQO foram de 83 e 96% e de DBO de 87 e 96% para ar e oxigênio, respectivamente.

(2) Nenhuma correlação foi encontrada entre a porcentagem de remoção de DBO e DQO e a concentração de SSVR, nas concentrações usadas, indicando que pode ser utilizada uma menor frequência de descarte de lodo do reator.

- (3) Houve maior remoção de matéria orgânica, quando foram utilizados maiores períodos de reação (3 e 4 horas), tornando-o um importante parâmetro de projeto.
- (4) Aumento da eficiência do sistema, quando maiores valores da relação Tempo de Reação/Tempo de Enchimento foram adotados.
- (5) a remoção de SS foi de 84 a 99% e 88 a 98 para oxigênio puro e ar, respectivamente.
- (6) No período de enchimento (2 horas), com baixos valores de F/M, a remoção de DBO foi de 76 e 56% para oxigênio puro e ar, respectivamente.
- (7) O sistema de LAB mostrou ser uma opção viável para o tratamento de despejo cítrico.

O autor trabalhou com períodos de reação variando de 0,0 a 4,0 horas com acréscimos de 0,5 horas e períodos de enchimento, sedimentação, drenagem e repouso de 2,0; 0,5; 0,5 e 1,0 hora, respectivamente. A DQO e DBO média do afluente foi de 2.921 mg/l (± 671) e 1.550 mg/l (± 417).

3.7. Parâmetros de controle e dimensionamento dos processos de lodos ativados

Atualmente se dimensionam os tanques de aeração pela carga orgânica aplicada aos sólidos em suspensão nesses tanques. Por esse motivo, procura-se manter, em geral, um teor relativamente elevado de sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA). Em rigor, dever-se-ia considerar a carga em função da matéria viva presente (BRANCO & HESS, 1975). No estado atual da técnica, entretanto, é inexequível, na prática do tratamento, a distinção entre uma molécula viva e outra morta. Uma possibilidade intermediária consiste em levar em consideração os sólidos voláteis em suspensão no tanque de aeração (SSVTA), considerando-se como matéria inerte a diferença entre SSTA e SSVTA.

As cargas orgânicas aplicadas em kg DBO/kg SSVTA . dia variam desde 0,50 kg (casos de aeração prolongada), até 1 ou 2 kg DBO/kg SSTA . dia

(lodos ativados de alta capacidade). Os lodos ativados de capacidade convencional, são dimensionados com taxas de 0,3 kg DBO/kg SSTA . dia. Dependendo do teor de água do lodo recirculado, a taxa de aplicação volumétrica varia entre 180 g DBO/m³. dia (aeração prolongada) e 3.600 g DBO/m³. dia (lodos ativados de alta capacidade) (BRANCO & HESS, 1975).

Um resumo das formas modificadas dos processos de lodos ativados, suas aplicações, eficiência e parâmetros de dimensionamento, pode ser observado na Tabela 3-14.

TABELA 3-14 Características, parâmetros de dimensionamento e variantes dos processos de lodos ativados mais importantes.

PROCESSO	% de Remoção	Aplicação	F/M kg DBO / kg SSVTA) ⁽¹⁾	SSTA ⁽²⁾ (kg/m ³)	Tempo de Detenção (horas)
Convencional	85-95	Despejos de baixa concentração suscetíveis a choques	0,2 - 0,4	1,5 - 3,0	4 - 8
Mistura completa	85 - 95	Aplicação geral, resistente a choques	0,2 - 0,6	3,0 - 6,0	3 - 5
Aeração escalonada	85 - 95	Aplicação geral para larga faixa de despejos	0,2 - 0,4	2,0 - 3,5	3 - 5
Aeração modificada	60 - 75	Grau intermediário de tratamento	1,5 - 5,0	0,2 - 0,5	1,5 - 3
Estabilização por contato	80 - 90	Limitado para despejos em que a MO não é predominantemente solúvel	0,2 - 0,6	1,0 - 3,0 ⁽³⁾ 4,0 - 10,0 ⁽⁴⁾	(0,5 - 1,0) ⁽³⁾ 3 - 6 ⁽⁴⁾
Aeração prolongada	75 - 95	Aplicáveis para pequenos volumes	0,05 - 0,15	3,0 - 6,0	18 - 36 ou (até vários dias) ⁽⁵⁾
Processo Kraus	85 - 95	Despejos altamente concentrados	0,3 - 0,8	2,0 - 3,0	4 - 8

Fonte: Braile & Cavalcanti (1993).

⁽¹⁾ SSVTA - Sólidos em Suspensão Voláteis no Tanque de Aeração.

⁽²⁾ SSTA - Sólidos em Suspensão no Tanque de Aeração.

⁽³⁾ Unidade de Contato.

⁽⁴⁾ Unidades de Estabilização de Sólidos.

⁽⁵⁾ Segundo (Branco & Hess, 1975; Além Sobrinho, 1983; Imhoff, 1986).

GIESSMANN (1981) recomenda que, nos tanques de tratamento aeróbio, a diluição de dejetos de bovinos em água deve ser de 1 : 0,50 (adicionar 50% de água) para os sistemas de confinamento total e de 1 : 1 (adicionar 100% de água) para os sistemas de semiconfinamento. Argumenta que o importante é manter um teor de matéria seca (MS) na diluição, de 6 a 8%, para se obter um melhor controle da fermentação aeróbia. O tempo de detenção no tanque de estabilização aeróbia pode variar de 10 dias (mínimo) a 60 dias (máximo).

Segundo TCHOBANOGLIOUS (1979) e BEZERRA (1994), os seguintes parâmetros de operação e dimensionamento são utilizados nos processos de lodos ativados e suas variações:

- *Relação F/M ou Fator e Carga:*

É um dos principais parâmetros utilizados, tanto no dimensionamento do tanque de aeração, quanto na operação do sistema. A taxa F/M relaciona o alimento disponível no afluente (“Food”) e a massa de Microrganismos (M), podendo ser obtida pela equação:

$$F/M = \frac{S_0}{\theta_h \cdot X} \quad \text{eq. 3-12}$$

Onde:

F/M = relação alimento (F)-microrganismo (M), disponível no afluente,

kg DBO₅/kg SSVTA . dia;

S_0 = concentração do substrato afluente (DBO₅ ou DQO), kg/m³;

θ_h = tempo de residência hidráulica, dia; e

X = concentração de SSVTA, kg/m³.

A relação F/M , segundo TCHOBANOGLIOUS (1979), pode ser ainda obtida, em termos da eficiência dos processos, pela expressão seguinte:

$$F/M = \frac{U \cdot 100}{E} \quad \text{eq. 3-13}$$

Onde:

U = taxa específica de utilização do substrato, dia^{-1} ; e

E = eficiência do processo, %.

Sendo:

$$U = \frac{(FM) \cdot E}{100} \quad \text{eq. 3-14}$$

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} \times 100 \quad \text{eq. 3-15}$$

Onde:

S_0 = concentração do substrato afluente (DBO_5 ou DQO), kg/m^3 ; e

S = concentração do substrato efluente, (DBO_5 ou DQO), kg/m^3 .

- *Concentração de SSVTA:*

A concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA) representa a massa biológica ativa (microrganismos), na degradação da matéria orgânica. O produto da concentração de SSVTA pelo volume do tanque de aeração resulta na massa total de microrganismos disponível (M), usada para oxidar a matéria orgânica (MO), podendo ser obtido pela expressão:

$$M = X \cdot V \quad \text{eq. 3-16}$$

Onde:

M = massa total de microrganismos disponível para oxidar a MO, kg;

X = concentração de SSVTA, kg/m³; e

V = volume do tanque de aeração, m³.

- *Idade do Lodo (θ_c):*

Também denominado de tempo médio de residência ou retenção celular, representa o tempo médio que uma partícula (lodo biológico) permanece no sistema de tratamento (tanque de aeração e decantador). É representado pela relação massa total de células, lodo, no reator (M) e a massa de células descartada por dia, podendo ser obtida pela equação:

$$\theta_c = \frac{X \cdot V}{X_R \cdot Q_D} \quad \text{eq. 3-17}$$

Onde:

θ_c = idade do lodo ou tempo médio de retenção celular, dia;

X = concentração de SSVTA, g/m³;

V = volume do tanque de aeração, m³;

X_R = concentração de SSV no lodo de retorno ao tanque de aeração, g/m³; e

Q_D = vazão de descarte do lodo, m³/dia.

- *Índice Volumétrico de Lodo (IVL):*

É o volume ocupado por uma grama de lodo, após decantação do líquido em aeração, por um período de 30 minutos. Quanto menor for o IVL, melhor será a sedimentação do lodo e menor a relação Q_R/Q . O IVL pode ser obtido pela expressão:

$$IVL = \frac{SP}{SSTA} \quad \text{eq. 3-18}$$

Onde:

IVL = índice volumétrico de lodo, mg/g:

SP = sólidos sedimentáveis, ml/l (após 30 minutos de sedimentação em Cone Imhoff); e

$SSTA$ = sólidos suspensos totais no tanque de aeração, g/l.

- *Tempo de Residência Hidráulica (θ_h):*

O tempo de residência (detenção) hidráulica, nos processos de LAB, pode ser determinado a partir do volume do reator, que será descartado ou decantado, TCHOBANOGLIOUS (1991), podendo ser obtido pela equação:

$$V = \frac{Q \cdot \theta_h}{\%V_{desc.}} \quad \text{eq. 3-19}$$

Onde:

V = volume do reator, m³:

Q = vazão afluyente, m³/dia;

θ_h = tempo de residência hidráulica, dia; e

$\%V_{desc.}$ = porcentagem do volume do reator que será descartado, decimal.

A partir da equação eq. 3-19, pode-se obter θ_h e Q pelas expressões seguintes:

$$\theta_h = \frac{V \cdot \%V_{desc.}}{Q} \quad \text{eq. 3-20}$$

$$Q = \frac{V \cdot \%V_{desc.}}{\theta_h} \quad \text{eq. 3-21}$$

A expressão ($V \cdot \%V_{desc.}$) determina o volume de operação ($V_{oper.}$) do sistema de tratamento e Q poderá ser obtido pela expressão:

$$V_{oper.} = V \cdot \%V_{desc.} \quad \text{eq. 3-22}$$

$$Q = \frac{V_{oper.}}{TR + TE} \quad \text{eq. 3-23}$$

Onde:

TR e TE = tempo de reação e tempo de enchimento, dias.

3.8. Vantagens e desvantagens dos processos de lodos ativados sobre os filtros biológicos e lagoas de estabilização

Segundo (BRANCO & HESS, 1975; SILVA, 1977; LINDLEY, 1979), nos processos de lodos ativados, além das vantagens já apontadas, pode-se acrescentar: (a) possibilidade de ampliar ou de abreviar o tempo de contato entre os despejos e os organismos do meio ambiente, (b) possibilidade de variar a relação entre “alimento” e massa viva presente, (c) garantia do fornecimento de oxigênio, necessário à respiração da fauna e flora ativas e possibilidade de adaptar a quantidade de oxigênio à demanda dos organismos, (d) possibilidade de distribuir a carga orgânica ao longo das câmaras de aeração (no filtro biológico, a carga total é aplicada no topo, de modo que há “fartura de alimento” nas partes superiores e “falta na base”, (e) não há problemas de moscas (*Psychola*), (f) o lodo resultante pode ser estabilizado no próprio reator de aeração, sem necessidade de sê-lo em digestores anaeróbios, (g) menor custo da construção, (h) menor área ocupada para sua instalação, sendo que nas lagoas de estabilização a área ocupada é de trinta a cinquenta vezes maior que nas instalações compactas de lodos ativados, (i) menor perda de carga, acarretando menores despesas de bombeamento, (j) possibilidade de dispensar os decantadores primários, operando com despejo bruto no tanque de

aeração, (l) independe da topografia e do tipo de solo para ser instalado, e (m) não há riscos de contaminação do lençol freático, como nas lagoas de estabilização.

Como desvantagens, pode-se afirmar que: (a) maior sensibilidade do processo, podendo ocorrer períodos de maus resultados, (b) exige operadores mais especializados (treinados), (c) volume de lodo mais elevado, devido ao baixo teor de sólidos, e (d) consumo elevado de energia.

3.9. Detalhes construtivos dos tratamentos por lodos ativados

Em sua forma mais simples, uma instalação de tratamento por lodos ativados consta de um reator (tanque), munido de equipamentos de aeração, contendo em seu bojo, ou fora dele, um dispositivo para decantação e recirculação do lodo, em todo ou em parte (BRANCO & HESS, 1975). Os tanques podem ter várias formas, mas, em geral, são retangulares, o que permite a construção de unidades germinadas, com economia de paredes. Entretanto, GIESSMANN (1981) argumenta que os tanques de forma circular, além de facilitar a mistura por oferecer menor resistência ao movimento da massa, apresenta melhor distribuição da pressão por unidade de área, possibilitando sua construção em alvenaria de tijolos maciços ou blocos de concreto, com pilares e cintas de concreto armado. O autor comenta ainda que os tanques podem ser construídos enterrados no solo, para reduzir os custos de construção.

3.10. Dispositivos de aeração e requerimentos de energia

A transferência de oxigênio da fase gasosa à fase líquida é de suma importância nos processos de tratamento biológico por lodos ativados (SCHROEDER, 1977; TCHOBANOGLIOUS, 1979; IMHOFF, 1986). O ar ou oxigênio puro é distribuído na massa líquida na forma de pequenas bolhas,

umentando muito a superfície de contato gás/líquido, no tanque de aeração ou digestão.

No tanque de digestão, a agitação é usada freqüentemente para garantir contato direto entre o substrato (alimento) e os microrganismos. No reator de processo biológico, o ar deve ser misturado com o lodo ativado para prover o oxigênio requerido pelos organismos. Neste caso utiliza-se um difusor de ar ou uma turbina aeradora-misturadora mecânica (TCHOBANOGLIOUS, 1979).

Basicamente, dois tipos principais de aeração são usados: a aeração por ar difuso (insuflado), ou aeração por borbulhamento e a aeração por meio de rotores (agitadores) superficiais (BRANCO & HESS, 1975; GIESSMANN, 1981). Cada processo tem suas vantagens e desvantagens.

No processo de aeração por ar difuso, os tanques são dotados de placas ou velas porosas, dispostas junto ao fundo, pelas quais sai, dividido em bolhas finíssimas, o ar sob pressão, que é conduzido por canalizações de um ou mais compressores até os difusores. No processo por aeração superficial, os rotores, dispostos junto à superfície do tanque, com maior ou menor submergência, agitam as águas e projetam as bolhas de ar no interior da massa líquida, ao mesmo tempo que provocam uma movimentação e circulação intensa, encrespamento da superfície livre, com maior contato e renovação da interface ar/líquido (BRANCO & HESS, 1975). Comenta que há muitas variações de equipamentos de aeração, sendo que, no caso de ar difuso, as placas porosas podem ser substituídas por tubos perfurados, por tubos munidos de bocais, etc. No caso de aeradores superficiais, pode-se distinguir os de eixo vertical (cones, turbinas ou impulsores, etc.) e os de eixo horizontal (escovas de Kessner, rotores de palhetas, aeradores de “gaiola”, rotores “mamute”, etc.). Os bons aeradores produzem mais de 2,0 kg de oxigênio por kWh de energia consumida (medidos em água pura, a 20°C e na ausência de oxigênio dissolvido, que é absorvido por substâncias redutoras, geralmente o bissulfito de sódio com catalisador de cloreto cobaltoso). GARCIA-VAQUERO (1981) indica que a potência necessária nas turbinas aeradoras-misturadoras é de 25 a 30 W/m³ de

capacidade do tanque. TCHOBANOGLIOUS (1979) comenta que os misturadores são selecionados sob a base de testes em plantas piloto ou dados similares fornecidos pelos fabricantes. A potência por unidade de volume é uma medida aproximada da eficiência de mistura baseado na informação de que maior potência determina maior turbulência e esta uma melhor mistura. Cita que um impulsor de ar pequeno, de alta velocidade, proporciona alta turbulência; embora com fluxo baixo, é apropriado para dispersão de gases ou pequenas quantidades de químicos em águas residuárias. GIESSMANN (1981) sugere que um bom equipamento aerador-misturador deve processar a aeração com acentuada turbulência e cavitação, para gerar a difusão dos gases no interior da massa líquida (3.500 rpm), enquanto a homogeneização, que é feita pela ação do misturador e do impulso transmitido pelas hélices, deve ser lento, com pouca turbulência (200 rpm). Um equipamento com essas características e uma potência de 3 kW é suficiente para manter um sistema de tratamento aeróbio de esterco líquido com um volume de 350 a 400 m³, desde que a profundidade dos tanques não ultrapasse 4,0 m. TCHOBANOGLIOUS (1979) cita que, nos sistemas de ar difuso, o requerimento de ar para assegurar uma boa mistura varia de 2,0 a 3,0 m³/m³. min por volume de tanque. O requerimento característico de potência para manutenção de um regime de mistura completa, com aeradores mecânicos, varia de 1,5 a 3,0 kW/m³, dependendo do desenho dos aeradores e da geometria do tanque, lagoa ou bacia.

Segundo ALÉM SOBRINHO (1983), as condições mínimas para *mistura adequada* nos tanques de aeração, com sistema de ar difuso e bolhas finas, deve ser de 0,612 litro ar/m³. s (0,037 m³ ar/m³. min) por volume de tanque.

IMHOFF (1986) estabelece que a quantidade de ar necessária é determinada a partir da demanda de oxigênio do afluente do tanque de aeração. Quanto mais elevada a idade do lodo ou mais reduzido o fator de carga, tanto maior será a carga de DBO₅ que poderá ser removida. Para os processos de lodos ativados de baixa capacidade (aeração prolongada), IMHOFF (1986) recomenda uma relação capacidade de oxigenação/carga de DBO₅ de 1,8 a 2,5 kg O₂/kg DBO₅ removida.

Somente de 5 a 15% do oxigênio contido no ar são absorvidos no tanque de aeração, conforme a técnica de aeração e a profundidade dos difusores. As quantidades de ar necessárias para a remoção da DBO₅ são (Tabela 3-15):

TABELA 3-15 Quantidade de ar necessária para remoção de 90% da DBO₅ de esgotos domésticos, para uma profundidade de insuflação de ar de 3,0 m.

Tipo de Aeração	Aproveitamento do oxigênio do ar (%)	Demanda de ar por kg de DBO ₅ removida (m ³)
Bolhas finas	11,0	48,7
Bolhas médias (1,5 - 3,0 mm de Ø)	6,5	82,4
Bolhas grosseiras	5,5	97,0

Fonte: Imhoff (1986).

A eficiência de transferência de oxigênio dos sistemas de aeração, segundo TCHOBANOGLIOUS (1979), depende do tipo e porosidade do difusor, do tamanho das bolhas, da profundidade de submersão e de outros fatores. A eficiência e a taxa de transferência de oxigênio, dos sistemas de aeração por ar difuso, são reportados na Tabela 3-16.

TABELA 3-16 Informações típicas sobre a capacidade de transferência de oxigênio pelo sistema de ar difuso.

Sistema de ar difuso	Eficiência de Transferência característica ^a (%)	Taxa de Transferência (kg O ₂ /kWh)	
		Padrão ^b	Campo ^c
Bolhas finas	10 - 30 +	1,2 - 2,0	0,7 - 1,4
Bolhas médias	6 - 15	1,0 - 1,6	0,6 - 1,0
Bolhas grandes	4 - 8	0,6 - 1,2	0,3 - 0,9

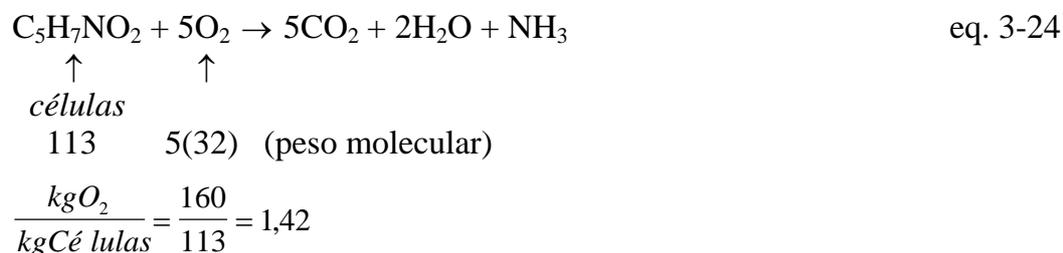
Fonte: Tchobanoglous (1979).

^aDepende da profundidade.

^b Condições padrão: obtido em água pura a 20°C; 101,325 Pa; e OD = 0 mg/l.

^c Condições de campo: água residuária a 15°C; altitude 150 m, $\alpha = 0,85$, $\beta = 0,9$; operando com oxigênio dissolvido: sistema de ar = 2 mg/l, sistema de oxigênio puro = 6 mg/l.

Segundo TCHOBANOGLIOUS (1979), o requerimento de oxigênio pode ser determinado pelo conhecimento da DBO₅ do resíduo e a quantidade de organismos arrastados por dia. Se toda a DBO₅ for convertida em produtos finais, a demanda total de oxigênio poderá ser computada pela conversão da DBO₅ para DBO_L (DBO das células), usando um fator de conversão apropriado. Ele é conhecido de modo que uma porção do resíduo é convertida em novas células que são arrastadas do sistema; entretanto, se a DBO_L das células arrastadas é subtraída do total, a quantidade remanescente representa a quantidade de oxigênio, que deve ser suprida para o sistema. A DBO de um mol de célula pode ser estimada do seguinte modo:



Onde a DBO das células é igual a:

$$\text{DBO}_L = 1,42 \text{ (massa de células, g/m}^3\text{)} \qquad \text{eq. 3-25}$$

O requerimento teórico de oxigênio, para remoção da matéria orgânica carbonácea em água residuária, para os sistemas de lodos ativados, pode ser computado como:

$\text{kg O}_2/\text{d} = (\text{Massa Total de DBO}_L \text{ utilizada, g/d}) - 1,42 (\text{Massa de organismos arrastados, kg/d})$

eq. 3-26

$$\text{kg O}_2/\text{d} = \frac{Q(S_o - S) \times (10^3 \text{ g / kg})^{-1}}{f} - 1,42(P_x) \quad \text{eq. 3-27}$$

Onde:

$f = 0,68$ (fator de conversão de DBO_5 para DBO_L);

Q = vazão afluyente de água residuária, m^3/dia ;

S_o = concentração de DBO afluyente, g/m^3 ;

S = concentração de DBO efluente, g/m^3 ; e

P_x = produção líquida de lodo ativado por dia, em termos de sólidos suspensos

voláteis, no tanque de aeração (SSVTA), kg/dia .

$$P_x = Y_{obs} Q(S_o - S) \times (10^3 \text{ g / kg})^{-1} \quad \text{eq. 3-28}$$

Onde:

Y_{obs} = produção observada, massa de célula formada por massa de substrato consumido, $\text{g SSVTA}/\text{g DBO}_5$ (massa/massa).

Quando a massa de microrganismo não é arrastada do tanque de aeração, o segundo termo da eq. 3-26 é nulo.

A produção observada (Y_{obs}) pode ser estimada pela equação:

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + k_d \theta_c} \quad \text{eq. 3-29}$$

Onde:

Y = massa de células formada por massa de substrato consumido, g SSVTA/ g DBO_5 ;

k_d = coeficiente de decaimento endógeno, tempo⁻¹; e

θ_c = tempo de residência celular médio com base no volume do tanque de aeração, dia.

Os coeficientes cinéticos Y e k_d são obtidos em escala piloto de laboratório para cada tipo de resíduo.

Ainda segundo TCHOBANOGLIOUS (1979), se a eficiência do sistema de aeração é conhecida ou pode ser estimada, o requerimento atual de oxigênio pode ser determinado. O suprimento de ar pode ser adequado quando: (1) satisfaz a DBO do resíduo, (2) satisfaz a respiração endógena dos organismos do lodo, (3) promove adequada mistura, e (4) mantém uma concentração mínima de oxigênio dissolvido de 1 a 2 mg/l em toda a parte do tanque de aeração.

Para uma relação alimento/microrganismo (F/M) maior que 0,3, o requerimento de ar para o processo convencional é de 30 a 55 m^3/kg de DBO_5 removida. Para baixas relações de F/M, respiração endógena, nitrificação e aeração prolongada, o incremento de ar será de 70 a 115 m^3/kg de DBO_5 removida. Para aeração com ar difuso, a quantidade de ar usado tem comumente variado de 3,75 a 15,0 m^3/m^3 para diferentes projetos, sendo 7,75 m^3/m^3 o valor, a princípio, indicado como fator de projeto. Para satisfazer o pico de carga orgânica mantida, é recomendado que o equipamento de aeração seja projetado com um fator de segurança de pelo menos 2. O Ten States Standards, citado por TCHOBANOGLIOUS (1979), recomenda que o sistema de difusão de ar seja capaz de oferecer 150% do requerimento normal, sendo admitido o valor de 62 m^3/kg de DBO , aplicados na água residuária, nos tanques de aeração.

Segundo TAIGANIDES (1977), geralmente o requerimento de oxigênio para remoção da DBO_5 pode ser expresso pela equação:

$$kg O_2/dia = a \cdot x \quad \text{eq. 3-30}$$

Onde:

a = coeficiente de transferência de oxigênio, $kg O_2/kg DBO_5$ removida (específico para cada equipamento de aeração e características do resíduo); e

x = $kg DBO_5/dia$ a ser removida do sistema.

O autor menciona que, pela dificuldade de determinar o coeficiente de transferência de oxigênio para os dejetos, e que os equipamentos de aeração são calibrados em água limpa, é mais adequado determinar as taxas de transferência de oxigênio em plantas piloto. Para dejetos de animais, o coeficiente de transferência de oxigênio (a) varia de 1,5 a 2,0 $kg O_2/kg DBO_5$ removida, sendo 2,0 o valor mais comumente utilizado. A capacidade de transferência de oxigênio dos equipamentos de aeração varia de 1,3 a 2,7 $kg O_2/kWh$, sendo 1,9 $kg O_2/kWh$ o valor mais empregado. Entretanto, IMHOFF (1986) recomenda admitir valores da relação capacidade de oxigenação/carga de DBO_5 e da eficiência do aerador de 1,5 $kg O_2/kWh$.

A taxa de transferência de oxigênio (O_2) durante os períodos de aeração (reação), em condições de campo, segundo TCHOBANOGLIOUS (1979), pode ser estimada pela equação:

$$N = N_o \left[\frac{\beta \cdot C_{W(ALT)} - C_{OP}}{9,17} \right] 1,024^{(T-20)} \cdot \alpha \quad \text{eq. 3-31}$$

Onde:

N = kg O₂/kWh transferido sob condições de campo;

N_0 = kg O₂/kWh transferido em água pura, a 20°C e oxigênio dissolvido = 0;

β = fator de correção da tensão de salinidade superficial, usualmente 1;

$C_{W(ALT)}$ = concentração de saturação de oxigênio dissolvido para o resíduo para uma dada temperatura e altitude, mg/l;

C_{OP} = concentração de oxigênio dissolvido na operação, mg/l;

T = temperatura do resíduo no reator, °C; e

α = fator de correção de transferência de oxigênio para o resíduo, usualmente 0,8 a 0,85 para água residuária.

Sendo que:

$$C_{W(ALT)} = C_{OD(NÍV.MAR)} \cdot F_a \quad \text{eq. 3-32}$$

Onde:

$C_{OD(NÍV.MAR)}$ = concentração de oxigênio dissolvido em água pura ao nível do mar para uma dada temperatura, mg/l; e

F_a = fator de correção de solubilidade do oxigênio em função da altitude.

3.11. Benefícios do manejo de esterco líquido tratado aerobiamente

Os benefícios auferidos por qualquer sistema de tratamento de efluente, podem ser classificados em diretos e indiretos. Os benefícios diretos são aqueles oriundos da renda, resultante da operação do sistema, ou seja, é o valor da produção anual. Os benefícios indiretos são aqueles decorrentes da existência do projeto, caracterizados em função do saneamento e preservação ambiental de ordem econômica e sócio-econômica (ARAÚJO & SILVA, 1969; BEDUSCHI, 1985).

O manejo e uso do esterco líquido tratado aerobiamente, segundo (GIESSMANN, 1981; SIQUEIRA, 1991), apresenta as seguintes vantagens

(benefícios): (1) gasta pouca mão-de-obra, (2) gasta pouca água, (3) os tanques e bacias de armazenamento do esterco estabilizado são de volume reduzido, (4) o tratamento aeróbio resulta em um produto uniforme, de baixa viscosidade, de pH neutro, e baixo nível de odor. Esses aspectos são importantíssimos, pois permitem a utilização do esterco líquido, ciclicamente dentro dos estábulos para limpeza dos pisos, (5) a proliferação de moscas, um dos grandes problemas da estabulação completa, é praticamente eliminada, (6) o valor fertilizante do esterco líquido aeróbio é alto, trazendo economia de adubos químicos comerciais. Aproximadamente 50% do nitrogênio e 70% do potássio, presentes na excreção bovina, estão na urina, e, assim, não são recuperados no manejo do esterco sólido, processo que é adotado pela maioria dos criadores brasileiros. No manejo do esterco líquido as perdas são reduzidas ao mínimo, (7) na mineralização da matéria orgânica do esterco, o nitrogênio orgânico é transformado em amônia, forma gasosa, que é perdida para a atmosfera, se não forem tomados cuidados especiais. Porém, se o meio é oxidante (como no caso do tratamento aeróbio), a amônia, recém-transformada em nitrito, conserva-se em solução. Esta transformação oferece uma vantagem adicional quando o esterco é aplicado ao solo como fertilizante, porque não ocorrerão perdas por volatilização, tendo em vista que o nitrogênio está em forma não-volátil, (8) não queima as plantas e escorre facilmente pelas folhas, (9) não há rejeição dos animais, pelas pastagens adubadas com o esterco líquido estabilizado, (10) não polui o meio ambiente, principalmente o lençol freático, (11) a matéria orgânica estabilizada melhora as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, constituindo numa importante reserva de nutrientes para as plantas, (12) libera o trator, máquina de custo elevado, para a execução de outras atividades importantes na propriedade, e (13) menor compactação do solo pela redução da movimentação de máquinas agrícolas.

A agricultura biológica ou orgânica funciona em direção de uma agricultura permanentemente sustentável, isto é, um sistema que mantém ou melhora a fertilidade do solo (HODGES, 1983). Uma das vantagens qualitativas desta prática

é o baixo nível de doenças e problemas metabólicos de suas culturas e dos animais que delas dependem.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido nas instalações do Sistema Intensivo de Produção de Leite (SIPL) do Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite (CNPGL), da Embrapa, município de Coronel Pacheco, Zona da Mata de Minas Gerais. Geograficamente, o SIPL está localizado a uma latitude de 21°33'22" Sul e a uma longitude de 43°06'15" Oeste, com altitude de 414 m (BRASIL, 1991; EMBRAPA, 1992).

O clima dessa região, segundo a classificação de Köppen, é C_{wa} , ou seja: clima quente, temperado chuvoso, com estação seca no inverno e com verão quente. Segundo a classificação de Thornthwate, é B_2rB_3a , ou seja: clima úmido, com pequena ou nenhuma deficiência d'água, mesotérmico e evapotranspiração média mensal no verão menor que 48%.

Os objetivos do SIPL são:

- Avaliar técnica e economicamente um sistema intensivo de produção de leite;
- Levantar problemas para a pesquisa;
- Determinar os coeficientes técnicos para cálculo de custos de produção;
- Servir de instrumento para testar e difundir tecnologias avançadas de produção de leite;
- Treinar mão-de-obra; e

- Produzir animais e embriões de alta qualidade.

A área total do sistema é de 40,0 ha, com topografia ondulada (5%) e plana (95%), sendo 2,0 ha ocupados com as instalações, 3,5 ha de pastagens de capim-elefante e 34,5 ha para produção de forragens para corte.

O rebanho do sistema de produção constitui-se de vacas puras da raça holandesa preta e branca, adquiridas nos Estados Unidos e no Estado do Paraná.

O tipo de exploração adotado é o confinamento total das matrizes em lactação, das fêmeas em recria até que a gestação seja diagnosticada aos 16 meses de idade aproximadamente e os bezerros em fase de aleitamento. Vacas secas e novilhas gestantes são mantidas em pastagens de capim-elefante e/ou setária, recebendo suplementação volumosa (silagem de milho e feno de “coast cross”) e concentrada, quando necessária.

Todas as instalações do SIPL são de concreto pré-moldado com estrutura autoportante, distribuídas em:

- a) Um galpão tipo “free stall” para confinamento de até 100 matrizes (vacas em lactação, secas e gestantes).
- b) Um galpão tipo “free stall” para recria de até 56 novilhas.
- c) Um galpão para isolamento de animais com três divisões.
- d) Um galpão para maternidade com quatro divisões.
- e) Um galpão para sala-de-ordenha tipo espinha-de-peixe, sala-de-leite, sala-de-máquinas, farmácia, escritório e demais dependências.
- f) Dois galpões para secagem e armazenamento de feno, depósito de ração, ferramentas e utensílios.
- g) Um galpão para abrigo de máquinas e equipamentos.
- h) Bateria de seis silos de encosta, com capacidade total para 1.080 t.
- i) Currais de manejo com seringa, tronco individual, tronco coletivo, balança e embarcadouro.

j) Tanques para tratamento aeróbio de esterco líquido.

A composição média do rebanho estabilizado (Tabela 4-1), estabelecido como meta, é de 80 vacas em lactação e demais categorias, totalizando cerca de 120 UA (Unidade Animal, 500 kg/UA) em confinamento, conforme a seguinte distribuição:

TABELA 4-1 Composição média do rebanho estabilizado do SIPL.

Categoria Animal	Cabeças
Vacas em lactação	80
Vacas secas	12
Novilhas gestantes	16
Fêmeas de 12 a 15 meses	13
Fêmeas de 6 meses a 1 ano	13
Fêmeas de 71 dias a 6 meses	9
Fêmeas de 0 a 70 dias	15
Total de Animais Confinados em UA	120
Machos de 71 dias a 6 meses	18
Machos de 0 a 70 dias	16

A alimentação básica do rebanho é composta de silagem de milho, feno de gramíneas e leguminosas, capim verde picado, pastagens de capim-elefante e setária, suplementação concentrada e mineral.

A produção de alimentos é feita de forma intensiva, utilizando-se tecnologia que permite dois ou mais cultivos ao ano, procurando obter maior produtividade por área. Todos os alimentos volumosos: silagem de milho, feno, e capim para cortes, são produzidos no sistema.

Os critérios para descarte são: (1) vacas velhas, vacas com produção abaixo de 6.000 kg de leite por lactação de 305 dias e portadoras de problemas irreversíveis; (2) animais portadores de defeitos físicos que comprometam o seu desempenho zootécnico; e (3) animais que não alcançam 70% do peso corporal previsto de acordo com a sua categoria.

4.1. Manejo do esterco

Os galpões do tipo “free stall” são limpos diariamente, após cada ordenha, pela circulação do esterco líquido estabilizado (fezes + urina + águas de limpeza e diluição) com bombeamento sobre o piso, o qual é armazenado em tanques de aeração e homogeneização. O esterco líquido, após sua estabilização e cumprido o tempo de detenção hidráulica (24 dias), é injetado em tubulações de PVC enterradas, e disposto nas áreas de produção de forragem por escoamento superficial no solo.

4.2. Tanques de aeração

Dois tanques (reatores) para tratamento e armazenagem de esterco líquido (Figuras 4-1 e 4-2), com capacidade útil de 300 m³ cada um, em concreto, foram construídos enterrados no solo junto ao talude de corte do platô das instalações e à jusante dos galpões de confinamento, para receberem o esterco líquido por gravidade. Cada tanque é provido de um sistema de aeração e homogeneização. Junto à base dos dois tanques (Figura 4-1), foi instalada uma bomba centrífuga de rotor aberto, com capacidade de 60 m³/hora, para bombear o esterco líquido aos galpões e providenciar a limpeza hidráulica dos pisos.

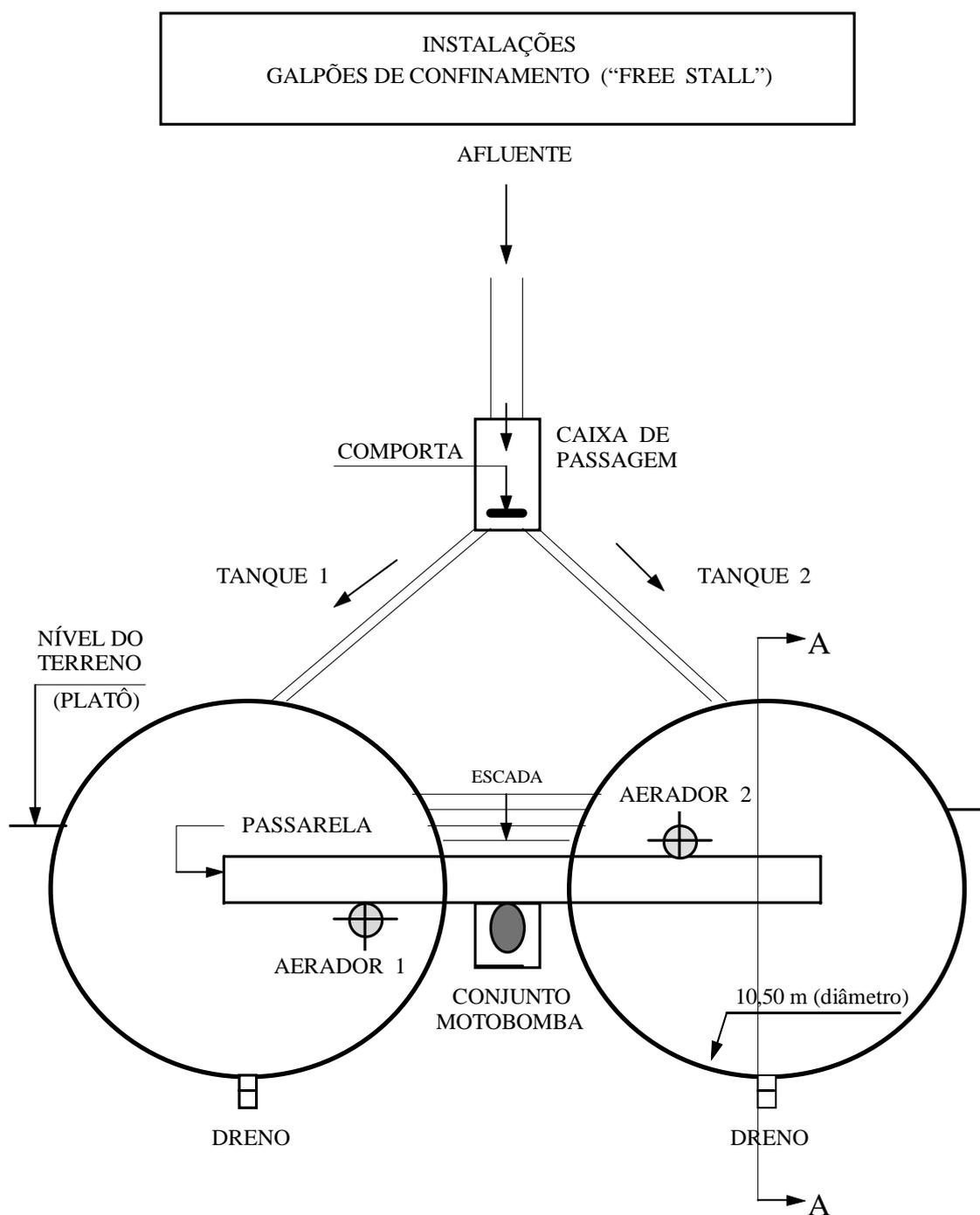


FIGURA 4-1 Tanques de concreto para tratamento aeróbio de esterco líquido.
Planta Baixa - Sem Escala.

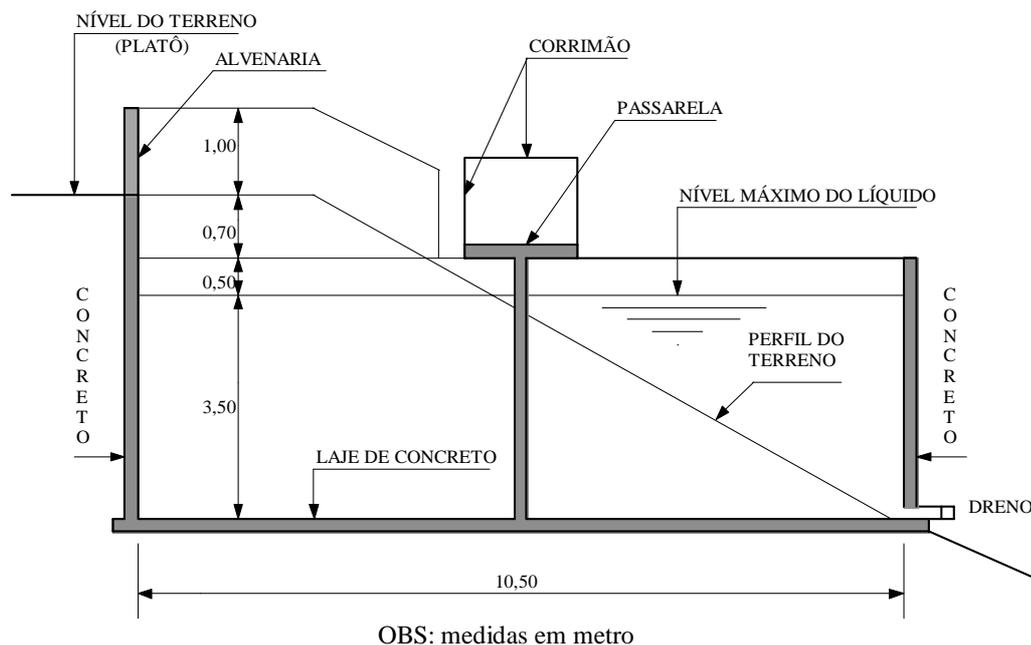


FIGURA 4-2 Tanque de concreto para tratamento aeróbio de esterco líquido.
Corte AA - Sem Escala.

4.3. Dimensionamento do sistema de tratamento

Os tanques de aeração e estabilização, de seção circular, foram dimensionados de acordo com GIESSMANN (1981), para um tempo de detenção hidráulico de 24 dias, diluição dos dejetos (fezes + urina) em água na proporção de 1:1 e produção de dejetos em torno de 42 kg/UA/dia. Devido à possibilidade de variação do tempo de retenção hidráulica (10 a 60 dias) nos tanques de aeração, citados por (GIESSMANN, 1981), este processo permite uma grande flexibilidade de manejo sem alterar a qualidade do tratamento.

4.4. Características e especificações dos equipamentos usados no tratamento

4.4.1. Aeradores

Em cada tanque foi instalado um *aerador-misturador submersível* para promover a oxidação e homogeneização da massa líquida. Cada aerador opera com capacidade nominal máxima de 400 m³ de massa líquida e a altura dos tanques não deve ultrapassar 4,0 m. A homogeneização se processa pela ação do misturador, por impulsos transmitidos pela hélice e com pouca turbulência. A aeração se verifica com acentuada turbulência e cavitação, gerando a difusão dos gases que são introduzidos na massa líquida.

Dados técnicos do aerador-misturador submersível utilizado no sistema, segundo o fabricante:

Motor submersível: 4 CV (3 kW), 3.450 rpm, 220/380 V, 60 Hz, trifásico.

Redutor: Engrenagem helicoidal.

Hélice do misturador: Diâmetro 480 mm x 90 mm, com 2 pás, 200 rpm (Consumo: 1,26 kW).

Rotor do aerador: Diâmetro 120 mm, 6 palhetas de vídeo, 3.450 rpm. Disco de aço (Consumo 2,0 kW).

Profundidade máxima do aerador: 2,70 m.

Peso total do equipamento: 65 kg.

O teste de transferência de oxigênio (O₂), realizado pelo Instituto de Tecnologia do Paraná (1990), em água pura, com temperatura e pressão corrigidos para 20°C e 760 mm Hg (101,325 Pa), na ausência de oxigênio dissolvido, atingiu um teor de 12,0 mg/l, valor considerado satisfatório pelo laudo do Instituto. A taxa

de transferência de oxigênio dissolvido (OD) (oxigenação) foi de $1,91 \text{ kg } O_2/h$ ou $0,955 \text{ kg } O_2/kWh$.

Introdução de ar: a sucção de ar foi de 32, 30, 28, 25 e 21 m^3/h , nas profundidades de 0,5; 1,0; 1,5; 2,0 e 2,5 m, respectivamente.

4.4.2. Sistema de limpeza hidráulica dos pisos dos galpões

O sistema de limpeza hidráulica dos pisos dos galpões consta de um conjunto motobomba de sucção positiva, com motor trifásico de 12,5 CV (9,2 kW), 220 V, blindado, 1.750 rpm e bomba de rotor aberto de passagem ampla, radial, aberto de fluxo único com múltiplas pás, modelo KSB-ANS 0-50-200, rotor de 180 mm, vazão de $60 \text{ m}^3/h$, altura manométrica de 12 mCA, redução 50 x 100 e saída de pressão de 4", montado sobre plataforma de ferro fixado em base de concreto.

A tubulação de recalque junto à bomba é de ferro galvanizado de 4" (tubo de subida), e em PVC soldável enterrado até os corredores dos galpões, onde são reduzidos em três ou quatro ejetores de 3", para distribuição uniforme do esterco líquido, lançado sobre os pisos.

Os pisos dos galpões de confinamento são formados por corredores de concreto, frisados no sentido longitudinal, com declive de 1,0 a 1,4%, dando acesso a canaletas com grade de ferro, para coletar o esterco. As canaletas foram construídas em concreto, enterradas, com fundo abaulado, declividade de 1,0%, conduzindo o esterco líquido por gravidade até aos tanques. Antes dos tanques há uma caixa de areia (inoperante, funcionando como caixa de passagem) e após, uma bifurcação da canaleta ligando os dois tanques, por meio de uma comporta de partição em tábua, de modo a controlar o fluxo para cada um dos tanques de aeração (Figura 4-1).

4.4.3. Sistema de bombeamento do esterco líquido nas áreas de cultivo

O sistema de bombeamento consta de uma motobomba submersível, locada no interior do tanque, modelo PIRANHA 20T, com dispositivo triturador montado na entrada de um propulsor aberto de quatro aletas, vazão de 10,0 m³/h para altura manométrica de 12 mCA, diâmetro de saída de 1 1/4", potência de 2,2 CV (1,6 kW), rotação de 3.450 rpm, 220/380V, trifásico, 7,5/4,4 A, diâmetro propulsor de 237 mm e 36 kg de peso.

A rede hidráulica dos tanques, até as áreas de cultivo, consta de tubulação de PVC com junta elástica, com diâmetro de 2", enterrada a 0,30 m de profundidade. Ao longo da tubulação foram instaladas luvas de união a cada 125 m de rede para facilitar a conexão e desconexão, em caixas de alvenaria de 0,80 x 0,40 x 0,40 m de medidas internas, com saídas de líquido para dreno e tampa removível. A disposição do esterco tratado no solo é feita por tubulações de engate rápido, de alumínio ou PVC, cobrindo toda área de cultivo.

4.5. Caracterização do afluente e efluente do sistema de tratamento

O efluente básico do Sistema de Produção de Leite é constituído de dejetos dos bovinos (fezes + urina), água de limpeza das instalações, derrame dos bebedouros, restos de alimentação e material utilizado para cama dos animais no "free stall" e água de diluição do esterco. A diluição total do sistema de tratamento foi da ordem de 1:1, ou seja, uma parte de água para uma parte de resíduos totais.

Para caracterizar o afluente da Estação de Tratamento de Efluente (ETE), utilizou-se da seguinte equação:

$$Af = EETE - ITA + \frac{DP}{2} \quad \text{eq. 4-1}$$

Onde:

Af = concentração média do substrato no afluente do sistema, mg/l;

$EETE$ = concentração média do substrato afluente na entrada da ETE, mg/l;

ITA = concentração média do substrato contido no interior do tanque de aeração, mg/l; e

$\frac{DP}{2}$ = concentração média do substrato contido nos dejetos puros dos bovinos, mg/l. (2 é a constante de diluição 1:1).

4.5.1. Amostragem para caracterização dos efluentes

1) Entrada da estação de tratamento de efluente (EETE): foram coletadas duas amostras compostas, sendo uma para as instalações de recria e outra para as instalações das vacas em lactação. Estas amostras foram constituídas de cinco alíquotas de 2,0 litros a cada cinco minutos, tomadas durante todo o processo de lavagem das instalações, duas vezes por dia.

2) Interior do tanque de aeração (ITA): foram coletadas amostras simples do esterco líquido tratado a um metro abaixo do nível da superfície do tanque de aeração, após duas horas de decantação.

3) Dejetos puros: foram coletadas duas amostras compostas de fezes e urinas das diferentes categorias animal, imediatamente após as defeções.

4) Saída da tubulação de irrigação: durante o período de descarga ou drenagem dos reatores, foram coletadas sete amostras compostas do efluente de irrigação, nos períodos da manhã e da tarde, tomadas em intervalos de 15 minutos.

O volume das amostras simples e compostas foi suficiente para análise de todos os parâmetros analisados.

4.5.2. Parâmetros analisados

Nos pontos 1, 2 e 3 foram analisados os seguintes parâmetros: pH, temperatura, óleos e graxas, DBO total e solúvel, DQO total e solúvel, sólidos totais, sólidos totais fixos e voláteis, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos fixos e voláteis, nitrogênio total e amoniacal, potássio, fósforo total, cálcio, magnésio e sódio.

No ponto 4, foram analisados os seguintes parâmetros: pH, temperatura, sólidos totais fixos e voláteis, nitrogênio total, potássio, fósforo total, DBO, DQO, cálcio, magnésio, sódio e umidade.

A temperatura em cada ponto foi obtida a campo.

4.5.3. Método de coleta e preservação das amostras

A coleta e a preservação das amostras foram feitas de acordo com o Guia de coleta e preservação de amostras, CETESB (1987).

Em cada amostra foram registradas todas as informações de campo: número de identificação da amostra, número do ponto amostrado, data e hora da coleta, temperatura, condições meteorológicas nas últimas 24 horas e indicação dos parâmetros a serem analisados no laboratório.

Nos pontos 1, 2 e 4 foi utilizado balde para coleta das alíquotas e no ponto 3 utilizou-se de garrafa plástica com tampa (garrafa de Meyer), a qual se abria através de cordão à profundidade de 1,0 m no interior do tanque de aeração.

Os frascos de vidro, antes de sua utilização, foram esterilizados em estufa à temperatura de 180°C, durante duas horas, e os frascos de plásticos foram esterilizados em autoclave a 121°C durante 30 minutos.

Todas as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo, para manter a temperatura menor que 4°C, para sua preservação e transporte.

O método de conservação utilizado foi o químico e os preservantes foram adicionados nos frascos após a tomada das amostras.

As amostras foram analisadas pelo laboratório TCA em São Paulo, especializado neste tipo de análise e credenciado pela CETESB, com início antes de 24 horas depois da coleta.

As análises foram efetuadas de acordo com os métodos analíticos estabelecidos pela APHA (1989).

4.6. Eficiência do tratamento biológico aeróbio

O sistema de tratamento aeróbio, implantado no Sistema Intensivo de Produção de Leite da Embrapa, caracteriza-se como um processo de Lodo Ativado por Batelada (LAB), com aeração prolongada e intermitente, conforme descrições de (IRVINE & BUSH, 1979; KAMIYAMA, 1989).

A eficiência dos parâmetros analisados no tratamento foi avaliada conforme recomendações de (SILVA, 1977; TCHOBANOGLOUS, 1979; KAWAI et al., 1991; BRAILE & CAVALCANTI, 1993), obtida pela equação:

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} \cdot 100 \quad \text{eq. 4-2}$$

Onde:

E = eficiência do processo, %;

S_0 = concentração do substrato afluente, mg/l; e

S = concentração do substrato efluente, mg/l.

4.7. Operação do sistema

Foi adotado o processo de tratamento por lodo ativado por batelada (LAB), com aeração prolongada e intermitente. Os períodos de aeração foram de nove minutos e os de não-aeração, 18 minutos. Os períodos do ciclo operacional do processo de LAB (Tabela 4-2) foram determinados conforme descrições de (KAMIYAMA, 1989; IRVINE & BUSH, 1979).

TABELA 4-2 Fases de um ciclo operacional do processo de LAB adotados.

Período (dias)	Reator 1	Reator 2
Enchimento e reação	24	24
Drenagem e reação	3	3
Repouso	21	21
Total/ciclo/reator	48	48

Como pode ser observado na Tabela 4-2, a cada período de enchimento de 24 dias, iniciam-se os períodos de drenagem do reator 1 e de enchimento do reator 2, resultando num período de 21 dias de repouso para cada reator. Esse período de repouso, teve como objetivo dar maior flexibilidade ao manejo do sistema, nas operações de disposição do efluente no solo, nas diversas fases das culturas forrageiras, retirada de sólidos grosseiros (principalmente areia), decantados no reator, manutenção de máquinas e equipamentos e outros imprevistos de ordem climática e operacional que possam surgir.

A taxa de transferência de oxigênio (O_2), durante os períodos de aeração, em condições de campo, foi estimada pela eq. 3-31, proposta por TCHOBANOGLOUS (1979).

4.8. Equivalência em corretivos e fertilizantes

Para avaliar a qualidade dos dejetos e do efluente tratado, em relação ao seu valor como fertilizante orgânico, os seguintes parâmetros foram analisados: nitrogênio total e amoniacal (N), fósforo total (P_2O_5), potássio (K_2O), cálcio (CaO), magnésio (MgO), matéria orgânica (MO), pH e sólidos totais (ST).

As equivalências em corretivos e fertilizantes, presentes no esterco líquido bioestabilizado, foram calculadas de acordo com os fatores de conversão da forma elementar para a forma de óxido, conforme (CFSEMG, 1989).

4.9. Desempenho econômico do sistema

Para analisar o desempenho econômico do sistema de tratamento, foram levantados todos os valores nominais (custo, investimento e receita) e os respectivos valores atualizados, conforme metodologia proposta por (HOFFMANN et al., 1976; SIZO, [197-]; NORONHA, 1981; AZEVEDO FILHO, 1988). Os seguintes indicadores de rentabilidade do sistema, conforme AZEVEDO FILHO (1988), foram analisados: valor atual (VA), taxa interna de retorno (TIR), relação benefício/custo (B/C), período de recuperação do capital (PRC) [“payback” econômico (PBE)] e custos totais atualizados (CTA). Para o cálculo desses indicadores, foi adotado um horizonte de 10 anos e uma taxa de juros correspondente ao custo de oportunidade do capital imobilizado de 12 e 20% a.a., para ser utilizado como fator de desconto dos fluxos de benefícios e custos.

4.9.1. Estimativa dos indicadores de rentabilidade

4.9.1.1. Relação benefício/custo (B/C)

A relação benefício/custo (B/C) de um projeto é definida por:

$$B/C = \left(\sum_{i=0}^n B_i / (1+j)^i \right) / \left(\sum_{i=0}^n C_i / (1+j)^i \right) \quad \text{eq. 4-3}$$

Onde:

B_i = benefício do projeto em unidades monetárias no ano i ;

C_i = custo do projeto em unidades monetárias no ano i ; e

j = taxa de juros correspondente ao custo de oportunidade do capital, decimal.

4.9.1.2. Valor atual dos fluxos líquidos (VA)

O valor atual (VA) dos fluxos líquidos de um projeto ou renda líquida é obtido por:

$$VA = \sum_{i=0}^n (B_i - C_i) / (1+j)^i \quad \text{eq. 4-4}$$

Onde:

B_i = fluxo de benefícios;

C_i = fluxo de custos; e

j = taxa de juros considerada.

4.9.1.3. Período de recuperação do capital (PRC)

O período de recuperação do capital investido (PRC) considera a dimensão tempo do dinheiro, podendo ser obtido por:

$$PRC = k, \quad \text{tal que: } \sum_{i=0}^k F_i / (1+j)^i \geq 0 \quad \text{e} \quad \sum_{i=0}^{k-1} F_i / (1+j)^i < 0 \quad \text{eq. 4-5}$$

Onde:

F_i = fluxo de caixa no ano i definido por $B_i - C_i$, fluxos de benefícios e de custos do projeto.

O PRC é aplicável, sem restrições, a projetos que apresentam um fluxo de caixa com as seguintes características:

$$F_0 < 0 \text{ e } F_i > 0, \quad i=1,\dots,n$$

Onde:

F_0 = fluxo de caixa no ano zero; e

n = período considerado, anos.

4.9.1.4. Taxa interna de retorno (TIR)

A taxa interna de retorno (TIR) é definida por:

$$TIR = j, \quad \text{tal que: } \sum_{i=1}^n (B_i - C_i) / (1 + j)^i = 0 \quad \text{eq. 4-6}$$

Onde:

j = taxa de desconto; e

B_i e C_i = fluxos de benefícios e custos no período i .

4.9.1.5. Custo total atualizado (CTA)

O custo total atualizado (CTA), ou valor presente dos investimentos, é definido por:

$$CTA = \sum_{i=0}^n C_i / (1 + j)^i \quad \text{eq. 4-7}$$

Onde:

C_i = custos do projeto no ano i ; e

j = custo de oportunidade do capital, decimal.

4.10. Estimativa do custo de produção anual

Os seguintes critérios foram adotados para a estimativa do custo de produção anual do sistema de tratamento:

4.10.1. Custos fixos

Depreciação: adotou-se o método linear de depreciação, dado pela equação:

$$D = \frac{C_i - C_f}{V_u} \quad \text{eq. 4-8}$$

Onde:

D = depreciação anual, R\$;

C_i = custo inicial, R\$;

C_f = custo final ou de sucata, R\$; e

V_u = vida útil, anos.

Foi assumida uma vida útil média de 50 anos para os tanques de esterco líquido, com rede de captação e distribuição em tubulação de PVC e 10 anos para os equipamentos motorizados, conforme indicações de (HOFFMANN et al. (1976) e SIZO [197-]. Para os valores de C_f , foi considerado como custo de sucata ou de rejeição o equivalente a 10% do C_i .

Juros: o valor anual dos juros (R\$) sobre o capital empregado no sistema de tratamento foi obtido pela expressão:

$$J = \frac{(C_i - C_f)}{2} \cdot i \quad \text{eq. 4-9}$$

Onde:

J = valor anual do juros, R\$; e

i = taxa anual de juros de longo prazo, centésimos.

Adotou-se uma taxa de juros de investimento de 6 a 18% a.a., como forma de simulação para várias situações possíveis de mercado.

4.10.2. Custos variáveis

Foram computados os custos anuais de operação do sistema de tratamento como: consumo de energia elétrica das máquinas e equipamentos utilizados, mão-de-obra e manutenção do sistema, com preços em reais atualizados para junho de 1996.

Energia elétrica: o consumo anual de energia elétrica foi estimado com base na potência nominal dos motores em kWh de trabalho, a um custo de R\$ 0,082743/kWh, aplicado no meio rural.

Mão-de-obra: foi computado o consumo anual de mão-de-obra, em dias-homem (dh), na operação do sistema, tais como: limpeza das instalações, irrigação (drenagem do efluente tratado), retirada de areia e do lodo biológico dos tanques de aeração. Considerou-se o valor da diária sobre dois salários mínimos (piso salarial rural de R\$ 121,00) com os encargos sociais, perfazendo uma diária de R\$ 14,00/dh (8 horas/dia e 44 horas semanais).

Manutenção do sistema: o custo anual de manutenção do sistema (estruturas, máquinas e equipamentos e mão-de-obra especializada utilizada nos reparos) foi estimado conforme BEDUSCHI (1985), adotando-se uma taxa de 5% sobre o custo inicial (C_i), dado pela equação:

$$R = 0,05 \cdot C_i \quad \text{eq. 4-10}$$

Onde:

R = valor anual do custo de manutenção, R\$.

4.11. Estimativa dos benefícios (receitas)

Os benefícios auferidos pelo sistema de tratamento podem ser classificados em diretos e indiretos.

4.11.1. Benefícios diretos

Os benefícios diretos (BD) são aqueles provenientes da produção de efluente tratado ou esterco líquido estabilizado aerobiamente (biofertilizante), utilizados para fertirrigação do solo, na produção de milho para silagem e outras forrageiras, utilizadas no Sistema Intensivo de Produção Leite.

O valor anual dessa produção foi estimado com base na equivalência do esterco líquido (biofertilizante), em corretivos e fertilizantes, descrito no item 4.10. O valor da matéria orgânica foi estimado conforme indicação de KIEHL (1978), atribuindo a ela o equivalente a 1/3 do valor do adubo nitrogenado.

4.11.2. Benefícios indiretos

Os benefícios indiretos (BI) são aqueles decorrentes da existência do projeto, que são caracterizados em função do saneamento ambiental, de ordem econômica e sócio-econômica, apresentados no item 3.11. Foram considerados somente os BI decorrentes da economia de mão-de-obra e horas de trator (ht), equipados com lâmina e carreta, que seriam gastos na limpeza das instalações “free stall”, transporte e distribuição do esterco. Esse custo, tradicional do manejo do esterco sólido, representa um BI ao sistema de tratamento aeróbio, com reciclagem do esterco líquido tratado para limpeza hidráulica das instalações.

Na impossibilidade de avaliar economicamente os numerosos BI, em função do *saneamento ambiental* de ordem econômica e sócio-econômica, conforme (ARAUJO & SILVA, 1969; BEDUSCHI, 1985; GIESSMANN, 1981; SIQUEIRA, 1991), optou-se em atribuir a eles, como forma de simulação, valores equivalentes a 25, 50, 75 e 100% dos BD, sustentado no argumento de vários autores, que os BI, na maioria dos casos, chegam a superar os BD.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dois tipos de efluentes foram obtidos no trabalho. O primeiro refere-se ao efluente decantado (ED), sobrenadante no tanque de aeração, após duas horas de decantação. O segundo, efluente de irrigação (EI), foi obtido na saída da tubulação de irrigação. Neste trabalho, a drenagem do EI é feita de modo que o lodo biológico, já estabilizado no processo de aeração prolongada, no próprio tanque de aeração, seja conduzido ao solo por escoamento superficial. O bombeamento do efluente é feito com o aerador-misturador ligando e desligando, intermitentemente, mantendo os sólidos em suspensão. Além disso, a bomba trituradora submersível, utilizada para a descarga (drenagem), é sustentada por um cabo cuja base é apoiada junto à superfície do lodo decantado, de modo que a cada período de drenagem, grande parte do lodo biológico é descartado juntamente com o líquido sobrenadante. Desse modo, praticamente, quase totalidade do lodo é retirado dos tanques, restando praticamente a areia decantada, que é retirada a cada período de seis meses. A caixa de areia está funcionando apenas como uma caixa de passagem. A areia retirada dos tanques (30 a 36 m³/6 meses) é reutilizada (reciclada), depois de seca, nas camas dos animais no “free stall”, representando importante fonte de economia adicional ao SIPL.

A estabilização do lodo biológico no reator e sua disposição no solo, juntamente com o efluente de irrigação, é um dos maiores objetivos do sistema de tratamento biológico, ou seja, obter um efluente bioestabilizado e mineralizado, de excelentes qualidades como fertilizante e condicionador de solo, permitindo sua reciclagem total no ambiente.

5.1. Características do efluente do sistema

Os resultados médios obtidos para caracterizar o afluente bruto da ETE são apresentados nas Tabelas 5-1, 5-2 e 5-3.

O efluente básico do sistema intensivo de produção de leite é constituído de fezes + urina dos animais, água de limpeza das instalações, restos de alimentação e material utilizado para cama dos animais no “free stall”, derrame dos bebedouros e água e diluição dos dejetos. A diluição total do afluente (S_o) foi da ordem de 1:1, ou seja, uma parte de água para uma parte de resíduos.

O efluente médio do processo de LAB, com aeração prolongada e intermitente, é apresentado na Tabela 5-4. Este efluente é formado de lodo biológico estabilizado no reator, caracterizado pelo processo de aeração prolongada com idade do lodo (θ_c) de 24 dias (tempo médio de retenção celular) e pelo efluente sobrenadante, formando um produto homogêneo.

A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada foi de 0,3245 kg DBO₅/m³. dia em relação ao volume total do reator (300 m³) e 0,4056 kg DBO₅/m³. dia em relação ao volume de operação do sistema (240 m³).

Observa-se na Tabela 5-1 que os dejetos puros contêm os nutrientes: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica (SVT) em altas concentrações. Esses resíduos, de elevada carga orgânica e mineral, são poluentes quando lançados em rios e lagos, mesmo após tratamento biológico adequado, pois o efluente tratado continua com elevada carga orgânica e nutrientes (N, P e K),

sendo impróprios para lançamento em corpo d'água receptor, conforme legislação em vigor. Entretanto, como o objetivo do trabalho foi reutilizá-lo num sistema de *agricultura sustentável*, o tratamento biológico aeróbio demonstrou ser plenamente viável em todos os aspectos, transformando esses resíduos num excelente material fertilizante e com boas características para reciclagem, em sistemas intensivos de produção (Tabela 5-4).

TABELA 5-1 Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização dos dejetos puros (fezes + urina) dos animais confinados.

Parâmetros	Resultado	CV (%)	Expresso
DBO ₅ (5 dias, 20°C), mg/l	18.028	20,65	O ₂
DQO, mg/l	51.776	20,67	O ₂
Sólidos Totais (ST), mg/l	148.550	5,28	–
Sólidos Fixos Totais, cinzas (SFT), mg/l	41.650	21,90	–
Sólidos Voláteis Totais, MO (SVT), mg/l	106.900	15,86	–
Umidade (%)	85,15	1,08	–
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄), mg/l	209	5,09	N
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), mg/l	3.021	10,75	N
Fósforo Total, mg/l	1.152	11,12	P
Potássio, mg/l	13.145	12,32	K
Cálcio, mg/l	16.335	0,30	Ca
Magnésio, mg/l	3.025	0,70	Mg
Sódio, mg/l	7.479	1,76	Na
Potencial Hidrogeniônico	7,21	13,31	pH
Carbono Total, mg/l	62.151	–	C ⁽¹⁾
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	20,6	–	C/N

$$^{(1)} C = \frac{SVT}{1,72}$$

$$\text{mg/l} = \text{g/m}^3$$

TABELA 5-2 Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do afluente na entrada da ETE.

Parâmetros	Resultado	CV (%)	Expresso
DBO ₅ (5dias, 20°C), mg/l	4.024	18,87	O ₂
DBO Solúvel, mg/l	1.019	92,41	O ₂
DQO, mg/l	18.050	38,78	O ₂
DQO Solúvel, mg/l	3.275	39,94	O ₂
Sólidos Totais (ST), mg/l	62.110	22,31	–
Sólidos Fixos Totais, cinzas (SFT), mg/l	11.970	62,15	–
Sólidos Voláteis Totais ou MO (SVT), mg/l	50.140	42,48	–
Sólidos Suspensos Totais (SST), mg/l	20.350	15,78	–
Sólidos Sedimentáveis (SP), ml/l	550	12,86	–
Sólidos Suspensos Fixos (SSF), mg/l	4.390	2,25	–
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), mg/l	15.960	19,49	–
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄), mg/l	688	2,57	N
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), mg/l	1.672	2,86	N
Fósforo Total, mg/l	305	2,32	P
Potássio, mg/l	2.668	7,63	K
Cálcio, mg/l	362	0,78	Ca
Magnésio, mg/l	230	1,23	Mg
Sódio, mg/l	1.185	1,43	Na
Carbono Total, mg/l	29.151	–	C
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	17,4	–	C/N
Potencial Hidrogeniônico	7,40	0,27	pH

Temperatura média das amostras = 26°C.

Temperatura média do ar = 30°C.

TABELA 5-3 Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do efluente contido no tanque de aeração (TA).

Parâmetros	Resultado	Expresso
DBO ₅ (5dias, 20°C), mg/l	3.304	O ₂
DBO Solúvel, mg/l	472	O ₂
DQO, mg/l	13.600	O ₂
DQO Solúvel, mg/l	4.550	O ₂
Sólidos Totais (ST), mg/l	19.520	–
Sólidos Fixos Totais, cinzas (SFT), mg/l	4.220	–
Sólidos Voláteis Totais ou MO (SVT), mg/l	15.300	–
Sólidos Suspensos Totais (SST), mg/l	16.860	–
Sólidos Sedimentáveis (SP), ml/l	500	–
Sólidos Suspensos Fixos (SSF), mg/l	3.560	–
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), mg/l	13.300	–
Nitrogênio amoniacal, (N-NH ₄), mg/l	463	N
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), mg/l	1.238	N
Fósforo Total, mg/l	198	P
Potássio, mg/l	3.092	K
Cálcio, mg/l	282	Ca
Magnésio, mg/l	152	Mg
Sódio, mg/l	985	Na
Óleos e Graxas, mg/l	1.300	–
Potencial Hidrogeniônico	7,25	pH
Carbono Total, mg/l	8.895	C
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	7,2	C/N

Temperatura média das amostras = 28°C. Temperatura média do ar = 28°C.

TABELA 5-4 Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do efluente de irrigação (EI).

Parâmetros	Resultado	CV (%)	Expresso
DBO ₅ (5dias, 20°C), mg/l	3.296	1,09	O ₂
DBO Solúvel, mg/l	549	18,44	O ₂
DQO, mg/l	13.000	1,09	O ₂
DQO Solúvel, mg/l	6.700	4,22	O ₂
Sólidos Totais (ST), mg/l	51.455	3,28	–
Sólidos Fixos Totais, cinzas (SFT), mg/l	5.820	4,86	–
Sólidos Voláteis Totais, MO (SVT), mg/l	45.635	4,32	–
Sólidos Suspensos Totais (SST), mg/l	23.110	2.63	–
Sólidos Sedimentáveis (SP), ml/l	250	–	–
Sólidos Suspensos Fixos (SSF), mg/l	3.946	5,95	–
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), mg/l	19.164	1,95	–
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄), mg/l	586	3,63	N
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), mg/l	1.626	0,61	N
Fósforo Total, mg/l	284	6,24	P
Potássio, mg/l	2.388	2,58	K
Cálcio, mg/l	311	8,88	Ca
Magnésio, mg/l	187	4,93	Mg
Sódio, mg/l	995	1,35	Na
Óleos e Graxas, mg/l	493	5,03	–
Potencial Hidrogeniônico	7,4	0,29	pH
Carbono Total, mg/l	26.532	–	–
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	16,3	–	–

mg/l = g/m³

As condições de operação do sistema de tratamento, pelo processo de LAB, mostrou ser muito simples, resumindo-se praticamente na retirada de areia dos reatores a cada seis meses, remoção de material grosseiro das grades das canaletas das instalações, supervisão com a participação de um homem, nas atividades de limpeza dos pisos e drenagem do efluente. A automação do processo de aeração intermitente (aeração e não-aeração), com o uso de “timer” e os sistemas de bombeamento utilizados para limpeza dos galpões e para a drenagem do efluente, permitiram uma economia considerável de mão-de-obra e agilidade ao manejo do sistema.

5.2. Redução de DBO, DQO e SVT

Observa-se pelas Tabelas 5-5 e 5-6 que o sistema de tratamento aeróbio empregado apresenta grandes diferenças na redução dos diferentes parâmetros analisados.

Altas reduções de DBO e DQO (94,36 e 77,92%) e (95,15 e 85,00%), em relação a DBO e DQO solúveis dos efluentes, foram alcançadas para ambos os efluentes, EI e ED, respectivamente. Com relação a DBO e DQO total do efluente (66,15 e 57,15%) e (66,06 e 55,17%), houve uma queda acentuada nessas reduções. Estes resultados corroboram com as citações de ALÉM SOBRINHO (1983), que preconiza reduções de DBO_5 de 90 a 98% com base na DBO solúvel do efluente, para as variações do processo de lodo ativado, operando na faixa de aeração prolongada ($20 \text{ dias} < \theta_c < 30 \text{ dias}$). (BRAILE & CAVALCANTI, 1993; BRANCO & HESS, 1975; TCHOBANOGLIOUS, 1979; IMHOFF, 1986; SPERLING, 1994), entre outros, citam eficiências de remoção de DBO na faixa de 75 a 95% para a maioria dos processos de aeração prolongada, para vários tipos de efluentes. Altas concentrações de SSTA e SSVTA (16.860 e 13.300 mg/l), respectivamente, podem explicar a performance do sistema de tratamento. A relação alimento/microrganismo

TABELA 5-5 Variação da concentração de alguns parâmetros em relação aos valores médios do efluente de irrigação (EI).

Parâmetros	Afluente (S ₀)	Efluente de Irrigação (S)	Redução (%)
DBO ₅ , mg/l	9.734	549 ⁽¹⁾	94,36
DBO ₅ , mg/l	9.734	3.296	66,15
DQO, mg/l	30.338	6.700 ⁽¹⁾	77,92
DQO, mg/l	30.338	13.000	57,15
Sólidos Totais (ST), mg/l	116.865	51.455	55,97
Sólidos Fixos Totais (SFT), mg/l	28.575	5.820	79,63
Sólidos Voláteis Totais, MO (SVT), mg/l	88.290	45.635	48,31
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), mg/l	1.945	1.626	16,40
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄), mg/l	329	585	+43,76
Fósforo Total (P), mg/l	683	284	58,42
Potássio (K), mg/l	6.148	2.388	61,16
Cálcio (Ca), mg/l	8.248	311	96,23
Magnésio (Mg), mg/l	1.591	187	88,25
Sódio (Na), mg/l	3.940	995	74,75
Carbono Total (C), mg/l	51.331	26.532	48,31
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	26,4	16,3	38,26
Relação N/DBO	0,20	–	–
Relação DBO ₅ /NKT	5,00	–	–
Relação P/DBO	0,07	–	–
Potencial Hidrogeniônico (pH)	7,26	7,40	–

⁽¹⁾ DBO e DQO Solúveis do efluente, escapando do tratamento.

DBO Solúvel = MO na forma de sólidos dissolvidos (SD).

TABELA 5-6 Variação da concentração de alguns parâmetros, em relação ao efluente decantado (ED), sobrenadante no tanque de aeração, após um período de duas horas de decantação.

Parâmetros	Efluente		Redução (%)
	Afluente (S _o)	Decantado (S)	
DBO ₅ , mg/l	9.734	472 ⁽¹⁾	95,15
DBO ₅ , mg/l	9.734	3.304	66,06
DQO, mg/l	30.338	4.550 ⁽¹⁾	85,00
DQO, mg/l	30.338	13.600	55,17
Sólidos Totais (ST), mg/l	116.865	19.520	83,30
Sólidos Fixos Totais (SFT), mg/l	28.575	4.220	85,23
Sólidos Voláteis Totais, MO (SVT), mg/l	88.290	15.300	82,67
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), mg/l	1.945	1.238	36,35
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄), mg/l	328	463	+29,15
Fósforo Total (P), mg/l	683	198	71,01
Potássio (K), mg/l	6.148	3.092	49,71
Cálcio (Ca), (mg/l)	8.248	282	96,58
Magnésio (Mg), mg/l	1.591	152	90,45
Sódio (Na), mg/l	3.940	985	75,00
Carbono Total (C), mg/l	51.331	8.895	82,67
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	26,4	7,2	72,73
Relação N/DBO	0,20	–	–
Relação DBO ₅ /NKT	5,00	–	–
Relação P/DBO	0,07	–	–
Potencial Hidrogeniônico (pH)	7,29	7,25	–

⁽¹⁾ DBO e DQO Solúveis do efluente sobrenadante, escapando do tratamento.

(F/M) ou fator de carga do lodo (f ou f_v), no tanque de aeração, foi muito alta (0,024 kg DBO/kg SSTA . dia ou 0,03 kg DBO/kg SSVTA . dia), bem abaixo dos valores indicados por (BRAILE & CAVALCANTI, 1993; ALÉM SOBRINHO, 1983; OSADA et al., 1991), indicando menor disponibilidade de substrato (DBO, DQO) para os microrganismos. Assim, na falta de alimento, as bactérias utilizam a matéria orgânica do próprio material celular, para a sua manutenção, caracterizado pela respiração endógena ou auto-oxidação.

A demanda de oxigênio (O_2) para remoção de 94,36% da DBO_5 afluente (91,85 kg de DBO_5 /dia) com base na eq. 3-30 proposta por TAIGANIDES (1977) varia de 137,8 a 183,7 kg O_2 /dia, assumindo um coeficiente de transferência de oxigênio para dejetos de animais de 1,5 a 2,0 kg O_2 /kg de DBO_5 removida. Utilizando a eq. 3-27 indicada por TCHOBANOGLIOUS (1979), o requerimento de oxigênio será de 135,07 kg O_2 /dia, valor praticamente igual ao encontrado pela eq. 3-30 proposta por TAIGANIDES (1977), para um coeficiente de transferência de oxigênio de 1,5 kg O_2 /kg DBO_5 removida. A transferência de oxigênio sob condições de campo, utilizando a eq. 3-31 citada por TCHOBANOGLIOUS (1979), para uma condição mínima de $OD = 0,5$ mg/l e adotando os mesmos coeficientes de transferência de oxigênio para dejetos de animais, sugeridos por TAIGANIDES (1977), foram de 85,82 a 115,01 kg O_2 /dia, considerando que o substrato permanece um tempo médio de 12 dias no tanque de aeração. Observa-se que o fornecimento de O_2 pelo aerador foi cerca de 62,3% da demanda para oxidar a MO. O suprimento restante de 37,7% de oxigênio se deve, provavelmente, à aeração natural pela reciclagem do efluente, durante os períodos de limpeza das instalações, e também à remoção de parte da carga orgânica, durante os períodos anóxicos adotados. Estes dois fatores proporcionaram economia considerável de energia e água ao sistema de tratamento.

A menor redução de DQO (77,92 e 85,00%) em relação a DBO (94,36 e 95,15%) pode ser explicada pela alta relação DQO/DBO afluente = 3,12 e DQO/DBO efluente = 3,94 apresentadas. Esta relação vem ao encontro das indicações de BRAILE & CAVALCANTI (1993), que, de forma simplificada, consideram um resíduo facilmente biodegradável, quando a DQO/DBO < 2. Entretanto, quando a relação DQO/DBO >> 2 (DQO/DBO afluente < DQO/DBO efluente), o resíduo contém MO não biodegradável e o efluente tratado terá grande redução de DBO e redução parcial de DQO.

Observa-se também que a menor redução de DQO (77,92 e 85,00%), em relação a DQO solúvel do efluente, escapando do tratamento biológico, ainda foi um resultado aceitável, dentro da faixa esperada pela maioria dos trabalhos (75 a 95%).

As reduções de ST e matéria orgânica (SVT) para o EI foram de (55,97 e 48,31%) e para o ED de (83,30 e 82,67%), respectivamente. Esta diferença de redução em favor do ED pode ser explicada pelo arrastamento desses sólidos no EI, uma vez que, no período de drenagem, o sistema de aeração-mistura permanece funcionando, mantendo os sólidos em suspensão. Comentou-se anteriormente que a disposição do lodo estabilizado é de interesse do sistema, dada sua excelente qualidade como biofertilizante e condicionador de solo (GIESSMANN, 1981; LOURES, 1983; KIEHL, 1985; SIQUEIRA, 1991).

A relação lodo biológico (SSV)/MO, no efluente de irrigação (Tabela 5-4), foi de 0,42 (19.164/45.635), ou seja, uma parte de lodo biológico para 2,38 partes de MO, correspondendo a 42% de massa de microrganismos na MO. Já no ED (Tabela 5-3), essa proporção foi de 0,87 (13.300/15.300), correspondendo a 87% de massa de microrganismo na MO. No ED, 66,5% da MO foi sedimentada (45.635-15.300 = 30.335 mg/l).

Com relação à estabilização da matéria orgânica, a relação C/N do EI foi de 16,3 e a do ED de 7,2, indicando que o primeiro está bioestabilizado e o segundo, humificado. Segundo (KIEHL, 1978, 1981, 1979a, 1985b), tecnicamente, quando a relação C/N de um composto tratado biologicamente for igual ou inferior a 12, ele está humificado; quando igual ou inferior a 17, o composto está bioestabilizado e quando acima de 30 a MO está na forma crua. O pH foi maior do que 7,0 para ambos os efluentes, ou seja, 7,40 para o EI e 7,25 para o ED. As porcentagens de MO e nitrogênio total (NKT), em relação aos ST dos efluentes, foram de (88,69 e 78,38%) e (3,16 e 6,34%) para o EI e o ED, respectivamente. Todos esses parâmetros, segundo KIEHL (1978), indicam que os efluentes apresentam características técnicas de estar humificados. A humificação da MO constitui o estágio final desejado de tratamento biológico, para que o efluente seja reciclado, com características para melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

Outras características apresentadas pelo efluente (biofertilizante), tais como: ausência de mau-cheiro, pelo desmembramento dos compostos de enxofre e fixação do amoníaco, a cor escura e consistência gelatinosa, apresentadas pelo efluente tratado, são conseqüências indicadoras do processo humoso adiantado, relatado por GIESSMANN (1981). Argumenta, ainda, que no esterco líquido arejado ocorrem processos idênticos aos que ocorrem na compostagem.

Outro fato importante, observado na prática, durante vários anos de operação do sistema de tratamento biológico aeróbio, foi a ausência de moscas no interior e arredores dos tanques de aeração e das instalações dos animais “free stall”, proporcionando benefícios de ordem sanitária e estética ao SIPL.

O sistema de tratamento aeróbio, pelo processo de LAB, com aeração prolongada e intermitente, com baixas taxas de aeração e maior tempo de detenção hidráulica, foi eficiente para estabilizar a matéria orgânica dos dejetos de bovinos,

transformando esses resíduos num efluente líquido humificado, com boas condições para reciclagem, contribuindo para a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo.

5.3. Redução de nitrogênio, fósforo e potássio

Grandes diferenças de redução de nitrogênio, fósforo e potássio foram observadas entre o EI e o ED (Tabelas 5-5 e 5-6). Reduções de N, P e K de (16,40, 58,42 e 61,16%) e (36,35, 71,01 e 49,71%) foram alcançadas para o EI e o ED, respectivamente. Estes resultados superam os valores característicos típicos de tratamento de esgotos, para remoção de N e P, citados por SPERLING (1994), para os processos de lodos ativados por aeração prolongada e de lodos ativados de fluxo intermitente. Este aumento de redução de N e P se deve ao período anóxico (anaeróbio), proporcionado pelo tempo de decantação (duas horas), em que a matéria orgânica foi utilizada como doador de elétrons, para a reação de desnitrificação, argumento reportado por BRAILE & CAVALCANTI, 1993; TCHOBANOGLIOUS, 1979; ALÉM SOBRINHO, 1983; OSADA et al., 1991). Entretanto, KAMIYAMA (1990) admite que o processo de LAB seja o mais apto para proceder à remoção de nutrientes, bastando adicionar equipamentos de agitação na fase anóxica. Esta agitação da massa líquida, nos períodos de não-aeração, permite maior contato entre as partículas de MO e os microrganismos anaeróbios e facultativos, aumentando a eficiência do processo (BRANCO & HESS, 1975; CENTURIÓN & GUNTHER, 1976; SCHROEDER, 1977). Esta agitação nos períodos anóxicos não foi adotada no trabalho. Por outro lado, os pequenos períodos de aeração-mistura e não-aeração (nove e 18 minutos) adotados no processo, principalmente no que diz respeito à fase anóxica, parecem ter sido insuficientes para proceder a melhor remoção de N e P, principalmente. Estes resultados reforçam a conclusão de OSADA et al. (1991), que, trabalhando com água

residuíria de suínos, pelo processo de LAB, com aeração intermitente, obtiveram melhores resultados de remoção de N e P, com períodos de aeração e não-aeração em intervalos de 1,0 hora, sendo este intervalo recomendado por eles, sendo representativo do sistema de aeração intermitente, objetivando a remoção de nutrientes. Deve-se ressaltar que o objetivo principal do trabalho de OSADA et al. (1991) foi maximizar a remoção de N e P do efluente, para posterior lançamento em corpo d'água receptor, os quais são de grande interesse em termos de eutrofização de rios e lagos. Contrariamente, este trabalho teve como objetivo principal a estabilização e a mineralização da matéria orgânica, permitindo um manejo mais adequado do esterco, para sua disposição no solo como fertilizante. Portanto, a remoção de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) do efluente não é importante nesse trabalho, uma vez que ele não será lançado em rios ou lagos. O uso de biofertilizantes, como adubo, é um importante meio de reciclar no solo os nutrientes originalmente retirados pelas plantas. Nas condições brasileiras, de clima tropical, solo pobre e alta radiação solar, o destino mais nobre de um resíduo orgânico biodegradável, como é o esterco de animais, será utilizá-lo como adubo. Neste sentido, o uso de biofertilizante como adubo permite reciclar no solo os nutrientes e a matéria orgânica removidos pelas culturas, mantendo ou melhorando a fertilidade do solo e a produtividade das culturas, conforme argumentam (GIESSMANN, 1981; HODGES, 1983; KIEHL, 1985b; SIQUEIRA, 1991).

Contrariamente aos resultados de redução dos nutrientes (N, P e K), altas reduções foram conseguidas para o Ca, Mg e Na, sendo obtidos valores de (96,23 e 96,58%) para o Ca, (88,25 e 90,45%) para o Mg e (74,75 e 75,00%) para o Na, respectivamente, para o EI e o ED. Esta maior redução observada de Ca, Mg e Na pode ser explicada, segundo STANIER et al. (1969) e TCHOBANOBLIOUS (1979), pelo maior requerimento nutricional destes elementos pela elevada massa

biológica ativa (microrganismos) no reator, para oxidar a matéria orgânica e também pelo tempo de residência celular médio (θ_c) praticado no sistema de tratamento.

5.4. Relação N/DBO e a redução de nitrogênio e fósforo

A relação N/DBO₅ do afluente foi de 0,20 (DBO₅/NKT = 5,00), Tabelas 5-5 e 5-6, e a carga orgânica volumétrica (COV) foi de 0,3245 kg DBO/m³. dia.

As reduções de N e P para o EI foram de (16,40 e 58,42%) e para o ED foram de (36,35 e 71,01%), respectivamente. Observa-se que os melhores resultados de redução desses elementos foram encontrados no efluente decantado, obtido com duas horas de decantação no reator (Tabela 5-6), discutido no item 5.3. Entretanto, o relacionamento da relação N/DBO₅ do afluente e a carga orgânica aplicada permitem estimar a capacidade de remoção desses dois importantes nutrientes nos processos de tratamento biológico aeróbio (OSADA et al., 1991; TCHOBANOGLOUS, 1979; KAMIYAMA, 1990).

OSADA et al. (1991), trabalhando com efluente de suínos, com relação N/DBO₅ = 0,18 (DBO₅/NKT = 5,00) e carga de DBO₅ de 0,50 kg/m³. dia, encontraram eficiências de remoção de N e P no PAI-1,0 de 96,9 e 58,6%, respectivamente. Reportaram que as eficiências de remoção de nitrogênio foram altas e aproximadamente constantes, para uma relação N/DBO₅ abaixo de 0,31 (DBO₅/NKT < 3,2) e eficiências decrescentes com relação N/DBO₅ acima de 3,1 (DBO₅/NKT > 3,2). Houve, portanto, neste trabalho, menor remoção de N e maior remoção de P, para ambos os efluentes (EI e ED), com relação ao trabalho de OSADA et al. (1991), cuja relação DBO₅/NKT foi bem próxima. Esta diferença de remoção pode ser atribuída ao PAI adotado (9 min de aeração e 18 min de não-aeração), com reduzido período anóxico (anaeróbio), em relação ao período de 1,0

hora adotado pelos autores. KAMIYAMA (1990) argumenta que a maior eficiência de remoção de N e P, nos processos de LAB pode ser conseguida nas fases de carência de oxigênio (anóxica), possibilitando, assim, tanto a melhoria na capacidade de absorção de fósforo, por parte dos microrganismos, quanto a remoção de nitrogênio pela desnitrificação, sob condições carentes de oxigênio livre.

TCHOBANOGLIOUS (1979) reporta que organismos nitrificantes estão presentes na maioria dos processos de tratamento biológico aeróbio, mas usualmente seus números são limitados. A habilidade de vários lodos ativados para nitrificação foi correlacionada pela relação DBO_5/NKT do afluente. Quando esta relação é maior do que 5, o processo pode ser classificado como um processo combinado de nitrificação e de oxidação do carbono, e quando a relação é menor do que 3, ele pode ser classificado como um processo de nitrificação em estágio separado. Para uma relação DBO_5/NKT alta, igual a 5, a fração de microrganismos nitrificantes é igual a 0,054, ou seja, a quantidade de microrganismos nitrificantes é igual a 5,4%. Quando a relação $DBO_5/NKT = 3$, a fração de microrganismos nitrificantes é igual a 0,083. De acordo com essa relação, quanto maior for a relação DBO_5/NKT , menor é a fração de nitrificação e, conseqüentemente, maior deverá ser a remoção de N e P do resíduo afluente pela desnitrificação.

Portanto, neste trabalho, cuja relação $DBO_5/NKT = 5,00 [(9.734 \text{ mg/l})/(1.945 \text{ mg/l})]$, ele pode ser classificado como um processo combinado de *nitrificação e de oxidação do carbono*, ocorrendo as duas fases simultaneamente, e as remoções de N e P foram parciais, fato demonstrado pelos resultados. Este resultado está de acordo com as proposições deste trabalho, uma vez que a obtenção de biofertilizante rico em nutrientes é de interesse para sua reciclagem no solo.

Com base nos resultados alcançados e no confronto com a literatura disponível, o sistema de operação adotado no processo de LAB, para tratamento de dejetos de bovinos, com aeração intermitente e pequenos períodos de aeração-

mistura (9 min) e não-aeração (18 min), demonstrou coerência com os objetivos propostos, ou seja, permitiu a estabilização e mineralização da matéria orgânica, objetivando sua reciclagem no solo.

5.5. Consumo de água

O consumo de água para limpeza das instalações (“free stall”), pelo sistema de reciclagem (bombeamento) do esterco líquido, tratado biologicamente (diluição de 1:1), sobre os pisos, foi da ordem de 4.167 litros/dia (100.000 litros/24 dias), ou seja, 35 litros/UA . dia. Este consumo foi estimado com base na adição de 100 m³ de água (1/3 da capacidade dos tanques de aeração com 300 m³/tanque) para dar início a cada batelada, uma vez que o volume restante (50 m³) é completado com água proveniente de derrame dos bebedouros, limpeza das instalações da sala-de-ordenha, currais de manejo e água de chuva. Observa-se que esse reduzido consumo de água traz grande benefício ao Sistema Intensivo de Produção de Leite, pois a economia de água repercute diretamente em economia e racionalização de energia. Na maioria dos Sistemas de Produção, em confinamento, com sistemas de limpeza hidráulica dos resíduos, o consumo de água, observado na prática e citado pela literatura, é de 200 a 250 litros/UA . dia. Dessa forma, o Sistema representa uma economia de água de 82,5 a 86,0%, em relação aos processos que não utilizam a reciclagem da água residuária para limpeza das instalações.

Neste trabalho, se não fosse utilizado o sistema de reciclagem de esterco líquido tratado, para limpeza dos galpões “free stall”, o consumo de água seria da ordem de 60.000 litros/dia (60 m³/h × 1,0 h/dia), contra o consumo de apenas 4.167 litros/dia, significando uma redução de 93% de água. SIQUEIRA (1991) afirma que a reciclagem do esterco líquido tratado aerobiamente, na limpeza diária das instalações, promove grande economia de água aos Sistemas de Produção.

Outro fator importante que deve ser considerado, além do consumo de energia, é o maior custo de equipamentos e infra-estrutura, para disposição dessa enorme quantidade de água residuária obtida diariamente num sistema sem reciclagem.

Observa-se que o gasto de água para limpeza das instalações dos animais (35 litros/UA . dia) é menos da metade do volume de água ingerido por animal, assumindo um consumo médio de 80 litros/UA . dia, conforme KRAMER (1993), para uma produção média de 20 litros de leite/vaca/dia, em temperatura ambiente de 21°C, condições equivalentes ao local deste trabalho.

Com relação ao volume de dejetos (fezes + urina) produzidos pelos animais, cerca de 5.000 litros/dia (42 litros/UA . dia), verifica-se que foi necessária uma relação de 1,0 litro de água para remover 1,2 litros de dejetos (1:1,2), demonstrando alta eficiência do sistema hidráulico de limpeza dos pisos das instalações, caracterizado pela reciclagem do efluente.

5.6. Equivalente populacional (EP)

Considerando o fluxo afluente apresentado pelo Sistema de Tratamento, 10.000 l/dia, com uma DBO_5 média de 9,734 g/l (9.734 mg/l), resultando numa carga orgânica de 97.340 g DBO_5 /dia (9,734 g DBO_5 /l \times 10.000 l/dia) e assumindo que uma pessoa no Brasil elimina, em média, 54 g DBO_5 /dia/habitante (FELLEMBERG, 1980; BRANCO, 1983; IMHOFF, 1986), o SIPL apresenta um EP de 1.803 habitantes, ou seja, 15,03 habitantes/UA. Considerando somente os dejetos puros dos animais, com uma DBO_5 média de 18.028 mg/l, o EP será de 14 habitantes/UA, valores muito próximos de 15 e 16,4, citados por (FELLEMBERG, 1980; DERISIO, 1992), respectivamente. Esses dados vêm reforçar a força poluidora dos resíduos dos animais em relação ao poder

poluente de uma pessoa, comentados anteriormente, justificando seu tratamento e manejo adequados, para sua disposição como fertilizante orgânico e condicionador de solo, contribuindo para a preservação ambiental.

5.7. Desempenho econômico do sistema de tratamento

5.7.1. Capital imobilizado

O capital imobilizado na instalação do sistema de tratamento biológico aeróbio, de dejetos líquidos de bovinos, do SIPL da Embrapa Gado de Leite, corrigidos segundo taxa de Câmbio Comercial, valor compra, para junho/1996 = 100, é apresentado na Tabela 5-7.

Observa-se que o custo de implantação do sistema de tratamento foi de R\$36.178,00. Sendo o rebanho do SIPL estabilizado com 120 UA, o custo de implantação foi de R\$ 301,48/UA (R\$ 36.178,00/120 UA). Somente o sistema de aeração e mistura participou com 46,04% do custo total de implantação do sistema de tratamento, sendo o fator que mais onerou.

TABELA 5-7 Capital imobilizado para implantação do sistema de tratamento biológico aeróbio de dejetos de bovinos, do SIPL da Embrapa Gado de Leite.

Discriminação	Custo Total (R\$)	Participação (%)
Tanques de aeração com captação e distribuição		
600 m ³ (2 ud)	11.474,00 ⁽¹⁾	31,72
Aerador-misturador de 4 CV (2 ud)	16.658,00	46,04
Conjunto motobomba de 12,5 CV	5.986,00	16,55
Conjunto motobomba submersível de 2,2 CV	2.060,00	5,69
Total	36.178,00	100,00

Fonte: Embrapa Gado de Leite (1990).

⁽¹⁾ Real/Dólar = 1,001 (taxa de câmbio oficial, média mensal), *Suma Econômica*, n.211, 1996).

Os tanques de aeração, com estrutura de concreto armado (600 m³), com captação e distribuição, participaram com 31,72% do custo total, representando uma diferença de 14,32% a menos que o sistema de aeração. Os preços desses equipamentos de aeração e mistura tiveram aumento superior a 150% nos últimos seis anos, podendo inviabilizar as pequenas estruturas de tratamento aeróbio de esterco líquido, ou, pelo menos, desestimular a sua adoção pelo pequeno e médio produtor.

Multiplicando-se os custos de implantação dos sistemas de lodos ativados por aeração prolongada e por fluxo intermitente, citados por SPERLING (1994), variando de US\$ 40,00 a US\$ 80,00/habitante por 15,03 EP, encontrado neste sistema, obtêm-se os custos equivalentes a R\$ 601,20 a R\$ 1.202,40/UA, contra o custo de R\$ 301,48/UA obtido. Nota-se, portanto, uma diferença de custo de aproximadamente duas a quatro vezes, ou seja, (100 a 300%) inferior, favorecendo o sistema de tratamento.

Com relação à DBO, o sistema de tratamento promoveu a remoção de 94,36% da DBO afluente (Tabela 5-5), resultando numa remoção total de 33.525 kg DBO/ano [(9.734 g DBO/m³ × 10 m³/dia × 365 dias × 0,9436)/1.000 g/kg]. Assim, o custo de implantação do sistema foi de R\$ 1,08/kg de DBO removida por ano (R\$ 36.178,00/33.525 kg DBO).

O sistema tratamento apresentou um volume de produção de 3.650 m³/ano de biofertilizante, representando um custo de implantação de R\$ 0,027/m³. dia ou R\$ 9,91/m³. ano (R\$ 36.178,00/3.650 m³. ano).

5.7.2. Estimativa do custo de produção anual

A estimativa do custo de produção anual (custos fixos e variáveis), levantados na operação do sistema de tratamento, encontra-se na Tabela 5-8. Os

critérios adotados para a estimativa destes custos anuais foram descritos no item 4.12.

TABELA 5-8 Estimativa do custo de produção anual apresentado pelo sistema de tratamento, assumindo uma taxa de juros de longo prazo de 6% a.a.

Discriminação	Valor Anual (R\$)	Participação (%)
a) Custos Fixos:		
Tanques de aeração	585,17	6,93
Aerador-misturador (2 ud)	2.048,93	24,25
Conjunto motobomba de 12,5 CV	736,28	2,71
Conjunto motobomba submersível de 2,2 CV	253,38	8,71
Subtotal (Custos Fixos)	3.623,76	42,89
b) Custos Variáveis:		
Energia elétrica:		
Aerador-misturador	815,43	9,65
Conjunto motobomba de 12,5 CV	277,85	3,29
Conjunto motobomba submersível de 2,2 CV	43,03	0,51
Custo Total de Energia Elétrica	1.136,31	13,45
Mão-de-obra:		
Operação do Sistema	1.879,64	22,25
Manutenção do Sistema	1.808,90	21,41
Subtotal (Custos Variáveis)	4.824,85	57,11
Total (a+b)	8.448,61	100,00

Observa-se que os custos fixos participaram com 42,89% do custo total, enquanto os custos variáveis participaram com 57,11%. Somente o sistema de aeração (aeradores) contribuiu com 24,25% do custo total, representando 56,54%

dos custos fixos, sendo o fator que mais pesou na formação do custo total, seguido da mão-de-obra, que participou com 22,25% do custo total e 38,96% dos custos variáveis. Admitindo-se que o sistema de tratamento seja bastante automatizado, conforme descrito anteriormente, a mão-de-obra foi o fator que mais onerou, sendo que o consumo de energia elétrica contribuiu com apenas 14,73% do custo total. O consumo de energia nos processos de lodos ativados é dado na literatura como um importante fator de desvantagem desses processos, fato não confirmado neste trabalho.

O processo de LAB com aeração prolongada e intermitente, adotado neste trabalho, proporcionou uma economia considerável de energia ao sistema de tratamento, porque os equipamentos de aeração e mistura utilizados são de baixa potência (4 CV) e trabalham em regime intermitente (ligando e desligando).

Os tanques de aeração, mesmo sendo construídos em estrutura de concreto armado, tiveram pequena influência na participação dos custos, representando apenas 6,93% do custo total e 23,54% dos custos fixos, enquanto somente os aeradores participaram com 24,25% dos custos totais e 56,54% dos custos fixos. Observa-se, também, que os conjuntos motobombas de 12,5 e 2,2 CV, utilizados nos processos de limpeza das instalações e drenagem dos tanques de aeração, tiveram pequena participação no custo total do sistema de tratamento, representando 8,71 e 3,00%, respectivamente. O valor estimado para manutenção do sistema, 5% sobre o capital imobilizado, representou 21,41% do custo total. Esta medida vem ao encontro das necessidades de um esquema de manutenção mais rigorosa dos equipamentos, dadas as condições adversas que eles operam.

Observa-se ainda pela Tabela 5-8 que o sistema de tratamento é uma tecnologia intensiva em capital e poupadora de mão-de-obra e de energia.

Com relação aos animais, o custo de produção apresentado pelo sistema de tratamento aeróbio do SIPL foi de R\$ 70,41/UA/ano, representando um custo de R\$ 0,193/UA/dia.

O consumo total de energia elétrica apresentado pelo sistema de tratamento foi de 13.733 kWh/ano (13.733.000 Wh ou 1.567,69 W/dia). Convertendo esse valor em W/hab (EP = 1.803 hab ou 15,03 hab/UA), o consumo de energia elétrica foi de **0,87 W/hab** $[(13.733.000 \text{ W/hab})/(365 \text{ dias/ano})/(24 \text{ h/dia})/(1.803 \text{ hab})]$. SPERLING (1994) relata um consumo de energia, para os processos de lodos ativados por aeração prolongada e de fluxo intermitente, variando de 1,5 a 4,0 W/hab. Assim, com relação a esses dados, o sistema de tratamento proporciona uma economia de energia de 72,41 a 359,77%. Assumindo um consumo médio de 2,75 W/hab, o sistema de tratamento proporciona uma economia de 1,88 W/hab (2,75 W/hab - 0,87 W/hab), ou seja, 216,09% de energia $[(1,88/0,87) \cdot 100]$.

Com relação aos animais, o consumo de energia do sistema de tratamento foi de **13,06 W/UA/dia** $[(1.567,69 \text{ W/dia})/(120 \text{ UA})]$.

Com relação à mão-de-obra, o sistema de tratamento apresentou um consumo de 134,26 dh/ano (dias-homem/ano), gastos na operação do sistema. Considerando a mão-de-obra, para manejo tradicional do esterco sólido, para o mesmo SIPL, no mínimo seriam necessários 182,5 dh/ano para executar essa atividade $[(2 \text{ horas-homem de tratorista} + 2 \text{ horas-homem})/\text{dia/ano}]$. Dessa forma, a reciclagem do efluente com tratamento biológico proporciona uma redução de 48,24 dh/ano, ou seja, R\$ 675,36/ano, representando uma economia de 36% de mão-de-obra.

5.7.3. Estimativa dos benefícios (receitas)

Os benefícios auferidos pelo sistema de tratamento podem ser classificados em diretos e indiretos. Os benefícios diretos (BD) são aqueles provenientes da produção de biofertilizantes (efluente bioestabilizado), utilizados para fertirrigação do solo na produção de forragem destinada ao arração dos animais do SIPL. O benefício indireto (BI) considerado é aquele decorrente da economia de mão-de-obra e horas de trator equipado com lâmina e carreta, gastos na

limpeza diária das instalações, transporte e distribuição dos dejetos (esterco). Esse custo, característico do manejo tradicional do esterco sólido, é economizado neste sistema de tratamento, devendo, portanto, ser estimado e atribuído como receita (benefício), perfazendo uma cifra anual média de **R\$ 12.227,50** [(2 horas de trator × R\$ 15,00/h × 365 dias) + (2 horas-homem × R\$1,75/h × 365 dias)].

Os benefícios indiretos (BI), decorrentes do saneamento ambiental e da preservação do meio rural, de ordem econômica e sócio-econômica (ARAÚJO & SILVA, 1969; BEDUSCHI, 1985), não foram estimados. Para efeito de simulação, atribuiu-se a eles os valores de 0, 25, 50, 75 e 100% do valor obtido para os BD, sustentado nas inúmeras vantagens reportadas por (GIESSMANN, 1981; SIQUEIRA, 1991).

O sistema de tratamento biológico aeróbio apresentou uma produção anual de efluente bioestabilizado (biofertilizante), da ordem de 3.650 m³ (10 m³/dia × 365 dias) com 5,15% de ST (Tabela 5-4), cuja composição pode ser vista na Tabela 5-9.

A equivalência em adubo comercial, presente no biofertilizante, foi estimada de acordo com os fatores de conversão da forma elementar, para a forma de óxido e depois para adubo, conforme CFSEMG (1989), Tabela 5-10.

TABELA 5-9 Composição do biofertilizante com 5,15% de ST e sua equivalência da forma elementar para a forma de óxido.

Parâmetros	Quantidade	Fator de Conversão ⁽¹⁾	Parâmetros	Quantidade
N (g/m ³)	1.626	1	N (g/m ³)	1.626
P (g/m ³)	284	2,29136	P ₂ O ₅ (g/m ³)	651
K (g/m ³)	2.388	1,20458	K ₂ O (g/m ³)	2.877
Ca (g/m ³)	311	1,39920	CaO (g/m ³)	435
Mg (g/m ³)	187	1,65807	MgO (g/m ³)	310

MO (g/m³) 45.635 – MO (g/m³) 45.635

⁽¹⁾ Segundo CFSEMG (1989).

TABELA 5-10 Produção anual de fertilizantes químicos e orgânicos e seu valor comercial, a partir da obtenção anual de 3.650 m³ de biofertilizante.

Fertilizantes e Corretivos	Quantidade (kg)	R\$/t	Valor Total (R\$)
Sulfato de amônio (20% N)	29.680	230,00	6.826,40
Superfosfato simples (18% P ₂ O ₅)	13.205	160,00	3.112,80
Cloreto de potássio (58% K ₂ O)	18.062	260,00	4.692,12
CaO	1.588	–	–
MgO	1.132	–	–
Calcário dolomítico ⁽¹⁾	6.278	26,00	163,00
Matéria Orgânica ⁽²⁾	166.568	–	2.275,47
Total			16.074,02

⁽¹⁾ Equivalência do CaO e MgO em calcário dolomítico com 90% de PRNT.

⁽²⁾ Valor da MO equivalente a 1/3 do valor do adubo nitrogenado (sulfato de amônio), segundo KIEHL (1978).

Observa-se pela Tabela 5-10 uma receita anual, que corresponde exclusivamente aos BD, proveniente da produção de biofertilizantes, da ordem de R\$ 16.074,02, que, somados aos BI provenientes da economia de mão-de-obra e horas de trator equipado com lâmina e carreta, R\$ 12.227,50, totaliza uma receita anual de **R\$ 28.301,52**, utilizada na avaliação do desempenho econômico do sistema de tratamento.

A variação anual dos custos de produção, apresentados pelo sistema de tratamento, para taxas de juros de longo prazo (investimento), variando de 6 a 18%

a.a., aplicados na composição dos custos fixos do sistema de tratamento, encontra-se na Tabela 5-11.

TABELA 5-11 Variação anual dos custos de produção do sistema de tratamento (valores nominais), assumindo diferentes taxas de juros de longo prazo.

Taxa de Juros de Investimento (%)	Custo Total (R\$)
6	8.448,61
8	8.846,57
10	9.244,52
12	9.642,48
14	10.040,44
16	10.438,39
18	10.836,35

A variação anual dos benefícios auferidos pelo sistema de tratamento, assumindo uma participação dos BI de 0, 25, 50, 75 e 100% sobre os BD, de ordem econômica e sócio-econômica (ARAÚJO & SILVA, 1969; BEDUSCHI, 1985), como forma de simulação, encontra-se na Tabela 5-12.

TABELA 5-12 Variação anual dos benefícios do sistema de tratamento, assumindo diferentes participações dos BI sobre os BD.

Participação dos BI sobre os BD (%)	Benefícios Anuais (R\$)
BI (0%)	28.301,52
BI (25%)	35.376,90
BI (50%)	42.452,28

BI (75%)	49.527,66
BI (100%)	56.603,04

5.7.4. Indicadores de rentabilidade do sistema de tratamento

Os indicadores de rentabilidade apresentados pelo sistema de tratamento, valor atual (VA), taxa interna de retorno (TIR), relação benefício/custo (B/C), período de recuperação do capital (PRC) e o custo total atualizado (CTA), são apresentados nas Tabelas 5-14 e 5-16.

Os valores nominais e atualizados dos fluxos de benefícios e custos, assumindo uma taxa de juros de longo prazo de 6% a.a., aplicada na composição dos custos fixos do sistema e um custo de oportunidade do capital de 12% a.a., para ser utilizado como fator de desconto (f_d) dos fluxos de benefícios e custos, para um horizonte de 10 anos, são apresentados na Tabela 5-13.

TABELA 5-13 Valores nominais e atualizados dos fluxos de benefícios e custos apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 12% a.a., taxa de juros de longo prazo de 6% a.a. e um horizonte de 10 anos.

Ano	Valores Nominais			Fator Desconto (taxa de 12%)	Valores Atualizados	
	Custo	Invest.	Benefício		Custo+Invest.	Benefício
0	–	36.178,00	–	1	36.178,00	–
1	8.448,61	–	28.301,52	0,892857143	7.543,40	25.269,21
2	8.448,61	–	28.301,52	0,797193878	6.735,18	22.561,80
3	8.448,61	–	28.301,52	0,711780248	6.013,55	20.144,46
4	8.448,61	–	28.301,52	0,635518078	5.369,24	17.986,13
5	8.448,61	–	28.301,52	0,567426856	4.793,97	16.059,04
6	8.448,61	–	28.301,52	0,506631121	4.280,33	14.338,43
7	8.448,61	–	28.301,52	0,452349215	3.821,72	12.802,17
8	8.448,61	–	28.301,52	0,403883228	3.412,25	11.430,51
9	8.448,61	–	28.301,52	0,360610025	3.046,65	10.205,81
10	8.448,61	–	28.301,52	0,321973237	2.720,23	9.112,33

Total	84.486,10	36.178,00	283.015,20	_	83.914,53	159.909,90
-------	-----------	-----------	------------	---	-----------	------------

TABELA 5-14 Indicadores de rentabilidade, apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 12% a.a., taxa de juros de investimento de 6% a.a. e um horizonte de 10 anos.

Indicadores de Rentabilidade	Resultados
Valor Atual (VA)	R\$ 75.995,37
Taxa Interna de Retorno (TIR)	54,15%
Relação Benefício/Custo (B/C)	1,91
Período de Recuperação do Capital (PRC)	2,43 anos
Custo Total Atualizado (CTA)	R\$ 83.914,53

Pelos resultados das Tabelas 5-13 e 5-14, observa-se que o VA de R\$ 75.995,37 obtido a um custo de oportunidade do capital para o sistema, de 12% a.a., é maior do que o valor do investimento inicial (R\$ 36.178,00). A soma desses dois valores (R\$ 112.173,37) corresponde ao valor máximo que o empresário poderia pagar pelo projeto, ou seja, é o ponto de indiferença entre investir ou não no sistema de tratamento, não havendo prejuízo nem perda em sua implantação. O sistema de tratamento proporciona uma renda líquida (RL) de R\$ 75.995,37/ano, ou seja, R\$ 6.332,95/mês, significando uma receita líquida de R\$ 633,30/UA . ano.

Os benefícios acumulados no período de 10 anos foram de R\$ 159.909,90 e o CTA acumulado foi de R\$ 83.914,43 (Tab. 5-13). A diferença entre esses dois valores representa o lucro líquido anual do sistema tratamento no período considerado e o cociente a relação B/C.

A relação B/C estimada de 1,91 é considerada alta, representando uma eficiência econômica de 91%, ou seja, para cada unidade de real (R\$ 1,00) investido no projeto, obtém-se um retorno líquido de R\$ 0,91. O inverso da relação B/C BEDUSCHI (1985) fornece o custo de produção (CP) do sistema de tratamento, que foi de 1/1,91, ou seja, R\$ 0,52 por unidade produzida. A relação benefício-custo é

um critério prático de se estimar a conveniência de um projeto, quando é importante o conhecimento dos efeitos a longo prazo, nos seus aspectos econômicos e sociais ARAÚJO & SILVA (1969).

A TIR também foi alta, 54,15%, indicando que o sistema não teria lucro nem perda se o custo de oportunidade do capital (taxa de atratividade) fosse equivalente a uma taxa de juros de 54,15% a.a., muito acima da taxa de 12% a.a. aplicada como fator de desconto dos fluxos de benefícios e custos do sistema (Tabela 5-13). Portanto, se o custo de oportunidade do capital, for igual a 54,15%, o valor atual (VA) dos lucros do sistema, será igual a zero. Neste caso, somente os BI de ordem econômica e sócio-econômica seriam imputados como lucro do projeto, não traduzindo, portanto, em prejuízos financeiros ao usuário.

O período de recuperação do capital investido (PRC), definido como sendo o período de tempo em que o custo do investimento é coberto pelas entradas líquidas de caixa, representadas pelo lucro líquido do exercício, foi de 2,43 anos. Assim, com uma taxa de desconto relevante de 12% a.a., com menos de 2,5 anos de operação, o valor acumulado atualizado dos benefícios (receitas) igualaria ao valor acumulado atualizado dos custos + investimentos do sistema. Trata-se, portanto, de um período bastante curto para amortização do capital investido, para um sistema de produção de longo prazo.

Considerando a permanência de uma economia estabilizada e globalizada, com estreitas margens de lucro sobre os investimentos, ao redor de 10%, o sistema de tratamento apresenta importantes resultados econômicos e sociais, notadamente quando se preconiza uma *agricultura sustentável*, que procura minimizar a contaminação e a agressão ambiental, com a finalidade de não esgotar os recursos naturais, permitindo o uso contínuo de uma mesma área. Neste enfoque, a reciclagem total dos resíduos, a economia de água e energia e, principalmente, a preservação ambiental fazem do sistema de tratamento biológico

aeróbio de resíduos um componente fundamental para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável, nos sistemas intensivos de produção. Neste sentido, HODGES (1983) argumenta que a agricultura biológica ou orgânica funciona em direção a uma agricultura permanentemente sustentável, isto é, um sistema que mantém ou melhora a fertilidade do solo. Enfatiza ainda que o retorno intencional da fertilidade e nutrientes vindos de todas as fontes orgânicas possíveis ajudam a fazer de um solo orgânico um sistema altamente produtivo e equilibrado.

Assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a. para ser utilizado como fator de desconto e uma taxa de juros de investimento de 12% a.a., aplicada na composição dos custos fixos, os seguintes fluxos de benefícios e custos foram encontrados para o sistema de tratamento (Tabela 5-15).

TABELA 5-15 Valores nominais e atualizados dos fluxos de benefícios e custos apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., taxa de juros de longo prazo de 12% a.a. e um horizonte de 10 anos.

Ano	Valores Nominais			Fator Desconto (taxa de 20%)	Valores Atualizados	
	Custo	Invest.	Benefício		Custo+Invest.	Benefício
0	–	36.178,00	–	1	36.178,00	–
1	9.642,48	–	28.301,52	0,833333333	8.035,40	23.584,60
2	9.642,48	–	28.301,52	0,694444444	6.696,17	19.653,83
3	9.642,48	–	28.301,52	0,578703704	5.580,14	16.378,19
4	9.642,48	–	28.301,52	0,482253086	4.650,12	13.648,50
5	9.642,48	–	28.301,52	0,401877572	3.875,10	11.373,75
6	9.642,48	–	28.301,52	0,334897977	3.229,25	9.478,12
7	9.642,48	–	28.301,52	0,279081647	2.691,04	7.898,43
8	9.642,48	–	28.301,52	0,232568039	2.242,53	6.582,03
9	9.642,48	–	28.301,52	0,193806699	1.868,78	5.485,02
10	9.642,48	–	28.301,52	0,161505583	1.557,31	4.570,85
Total	96.424,80	36.178,00	283.015,20	–	76.603,83	118.653,33

TABELA 5-16 Indicadores de rentabilidade apresentados pelo sistema de tratamento, para um custo de oportunidade de 20% a.a., taxa de juros de longo prazo de 12% a.a. e um horizonte de 10 anos.

Indicadores de Rentabilidade	Resultados
Valor Atual (VA)	R\$ 42.049,50
Taxa Interna de Retorno (TIR)	50,73%
Relação Benefício/Custo (B/C)	1,55
Período de Recuperação do Capital (PRC)	2,81 anos
Custo Total Atualizado (CTA)	R\$ 76.603,83

Confrontando-se os resultados das Tabelas 5-14 e 5-16, observa-se que houve uma redução acentuada de R\$ 33.945,87 no VA (75.995,37-42.049,50), representando uma diferença de 44,67% na renda líquida anual do sistema de tratamento. Entretanto, para os outros indicadores econômicos, essas diferenças foram apenas de 6,32, 18,85, 13,52 e 8,71% para a TIR, B/C, PRC e CTA, respectivamente. Do ponto de vista teórico e em condições deterministas, AZEVEDO FILHO (1988) argumenta que o VA é o mais consistente dos indicadores econômicos disponíveis, não apresentando insensibilidade à escala do projeto.

Mesmo considerando a condição econômica mais desfavorável, imposta para a estimativa dos indicadores econômicos, ou seja, com taxa de desconto relevante de 20% a.a. e taxa de juros de longo prazo de 12% a.a. incidindo na composição dos custos fixos, os resultados mostram-se favoráveis à implantação do sistema. A relação B/C foi de 1,55, indicando uma eficiência econômica de 55% e um custo de produção de R\$ 0,65 por unidade de capital investido.

As equações de regressão para estimar os indicadores de rentabilidade do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento (*i*) variando de 6 a 18% a.a. incidindo sobre os custos fixos e participação dos BI variando de 0 a 100% sobre os BD, encontram-se na Tabela 5-17.

O menor coeficiente de determinação ($R^2 = 0,883910$) apresentado pela equação de regressão para estimar o PRC não inviabiliza o seu uso, uma vez que na prática costuma-se adotar períodos arredondados, conforme (SIZO, [197-] e AZEVEDO FILHO, 1988). Para um resultado do PRC = 2,43 anos (períodos), por exemplo, pode-se adotar, por questão de segurança, o valor arredondado superior de 3,00 anos para este indicador econômico, superando assim o erro de ajustamento apresentado pela regressão de 11,61% (100,00% - 88,39%).

TABELA 5-17 Equações de regressão para os indicadores de rentabilidade do sistema de tratamento, para um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento (*i*), variando de 6 a 18% a.a. e BI variando de 0 a 100% sobre os BD.

Equações de Regressão	R^2
$VA = 52060,2 - 834,274 i + 1186,55 BI$	1
$TIR = 57,5949 - 0,5575 i + 0,789977 BI$	0,999975
$B/C = 1,85643 - 0,0253928 i + 0,01552 BI$	0,998164
$PRC = 2,53223 + 0,00845551 i - 0,0172541 BI$	0,883910
$CTA = 66593,3 + 834,21 i$	1

Nas equações de regressão, os indicadores de rentabilidade são estimados substituindo-se os valores de *i* por 6 a 18% e os valores de **BI** por 0 a

100%. Assim, atribuindo-se a BI um valor igual a zero, significa que somente os BD e BI no valor de R\$28.301,52 foram considerados e quando BI = 100 significa que 100% dos BI em função do saneamento ambiental, de ordem econômica e sócio-econômica, foram atribuídos ao sistema de tratamento e os benefícios totais (BD + BI), serão de R\$ 56.603,04 (Tabela 5-12).

As equações de regressão apresentadas na Tabela 5-17 permitem ao usuário interessado no assunto fazer uma simulação mais detalhada do investimento, adequando às condições específicas de sua empresa, principalmente no que se refere aos *benefícios indiretos*, proporcionados pelo *saneamento ambiental*, auferidos pelo sistema de tratamento.

Admitindo-se uma condição extremamente rigorosa e pessimista para simulação econômica do sistema de tratamento, ou seja, taxa de juros de investimento de 18% a.a. para composição dos custos fixos e um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., para um horizonte de 10 anos, considerando somente os benefícios diretos e indiretos oriundos da produção anual de biofertilizantes e economia de mão-de-obra e horas de trator (R\$ 28.301,52), os seguintes indicadores de rentabilidade foram obtidos: VA = R\$ 37.044,24, TIR = 47,27%, B/C = 1,45, PRC = 2,96 anos e CTA = R\$ 81.609,09. Nessa condição particular, a eficiência econômica do sistema é de 45%, representando um retorno líquido de R\$ 0,45 por unidade monetária investida e um custo de produção de R\$ 0,69 por unidade produzida.

Observa-se que, mesmo na condição mais desfavorável e pessimista, os indicadores de desempenho econômico são altamente favoráveis à implantação do sistema de tratamento, trazendo benefícios sociais e econômicos, com menor custo ambiental.

Segundo HOFFMANN et al. (1976) e NORONHA (1981), na avaliação de um projeto, independentemente de outras alternativas de investimento, o critério de decisão consiste em aceitá-lo se o VA > 0. No gráfico da Figura 5-1, observa-se que o VA do sistema de tratamento variou aproximadamente de R\$ 37.000,00 a R\$ 166.000,00, da pior para a melhor condição imposta para análise. Depreende-se, desse resultado, que compensa investir no sistema de tratamento, porque o seu *valor hoje*, calculado com base no custo do capital para a empresa, é menor do que o seu preço (valor do investimento inicial).

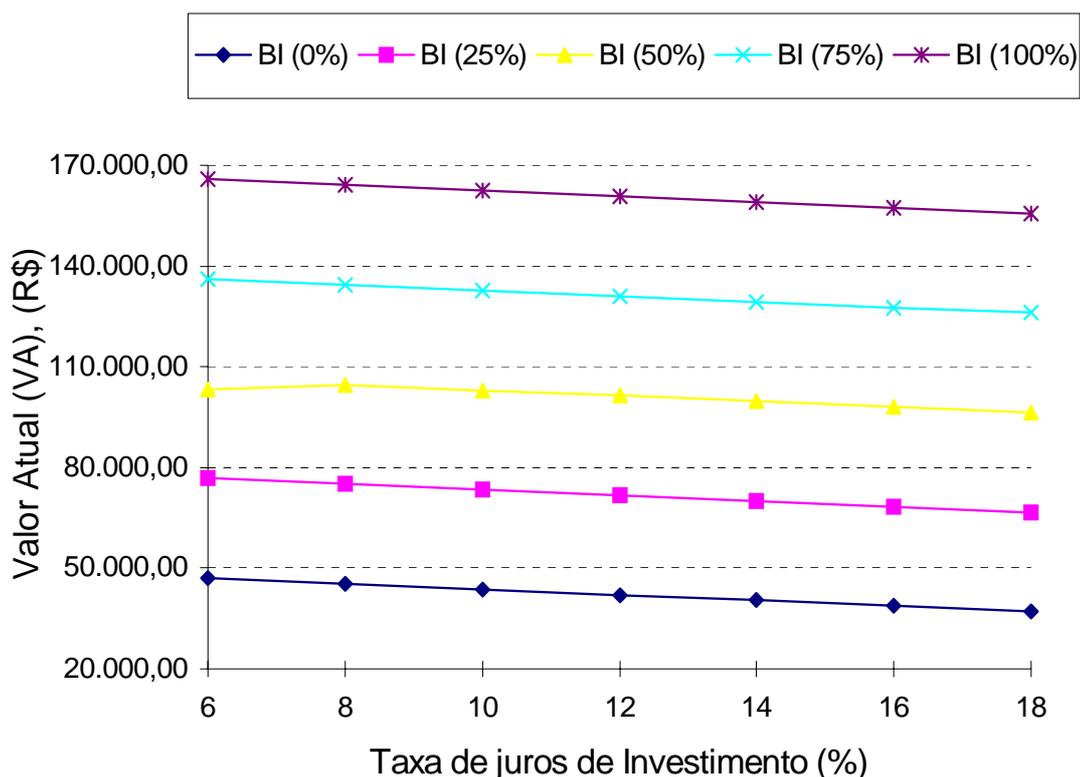


FIGURA 5-1 Estimativas do VA do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD.

As retas representativas do VA, em função da taxa de juros e dos BI são eqüidistantes (Figura 5-1), demonstrando que as variáveis independentes se ajustaram para estimar o VA, sendo explicativas de 100% ($R^2 = 1$), Tabela 5-17. Verifica-se também que a participação dos BI (0 a 100%), para todas as taxas de juros, elevou o VA do sistema de tratamento em intervalos constantes, em torno de R\$ 30.000,00, representando um acréscimo de 63% por intervalo.

Observa-se pelo gráfico da Figura 5-2 que, mesmo na situação mais pessimista, com taxa de juros de 18% a.a. e BI (0%), o sistema apresenta uma TIR alta, próxima de 47%, sendo 2,35 vezes superior à elevada taxa de 20% adotada para ser utilizada como fator de desconto. Nestes termos, conclui-se que o sistema de tratamento é viável economicamente a partir de uma taxa de desconto relevante (custo do capital) menor que 47%. Por outro lado, considerando a situação mais otimista, observa-se que a TIR chega ao limite máximo de 133%, em função da taxa de juros de 6% a.a. e participação dos BI (100%).

Ainda pela Figura 5-2, verifica-se que as retas representativas da TIR, em função da taxa de juros de investimento e dos BI, tiveram o mesmo comportamento apresentado pelo VA e pela relação B/C (Figura 5-3), ou seja, são eqüidistantes. As variáveis independentes se ajustaram sendo explicativas de 99,99% ($R^2 = 0,999975$).

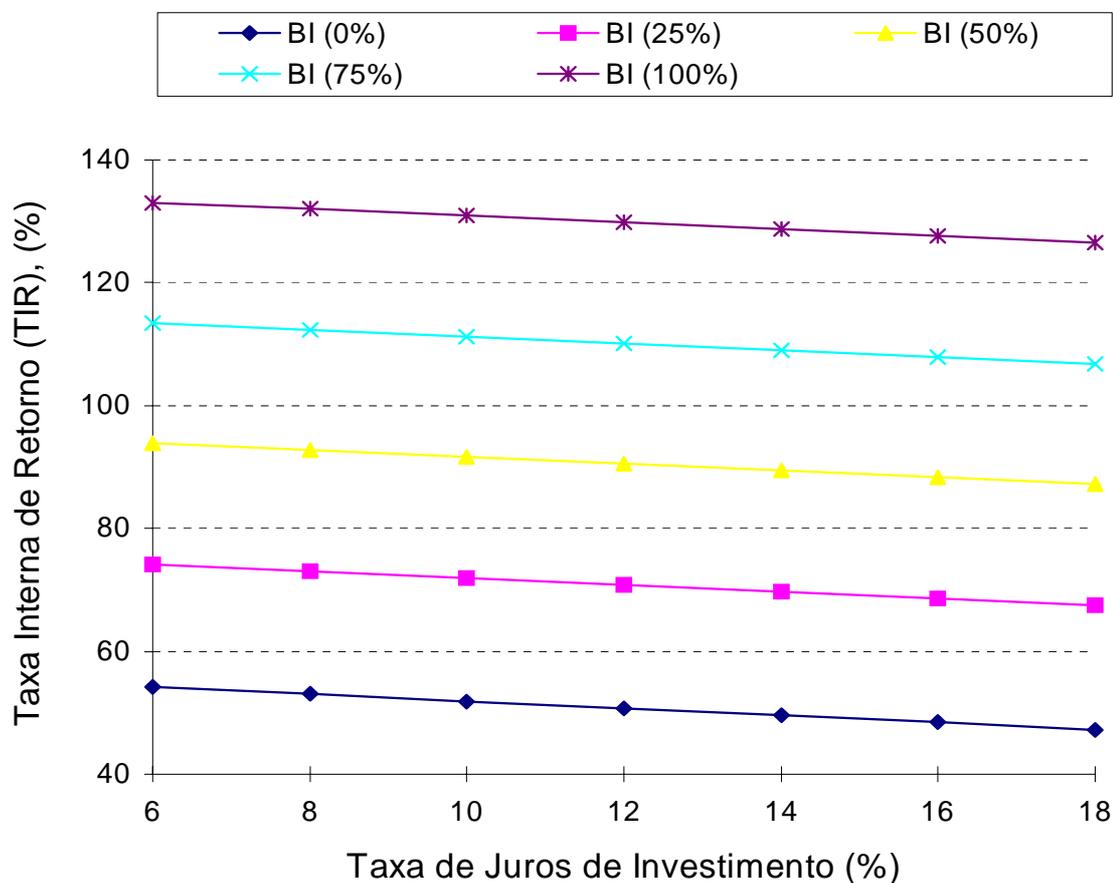


FIGURA 5-2 Estimativas da TIR do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD.

NORONHA (1981) e HOFFMANN et al. (1976), argumentam que um projeto analisado individualmente merece ser aprovado quando apresenta uma relação $B/C > 1$. Altos valores da relação B/C foram obtidos no sistema de tratamento. Observa-se pela Figura 5-3 que esses valores atingiram o mínimo de 1,45 em função da taxa de juros de 18% a.a. e dos BI (0%) e o valor máximo de 3,31 para

taxas de juros de 6% a.a. e dos BI (100%). Em termos de eficiência econômica, esses limites representam 45 e 231%, respectivamente, refletindo a alta eficiência sócio-econômica do sistema de tratamento, estimadas pela relação benefício-custo.

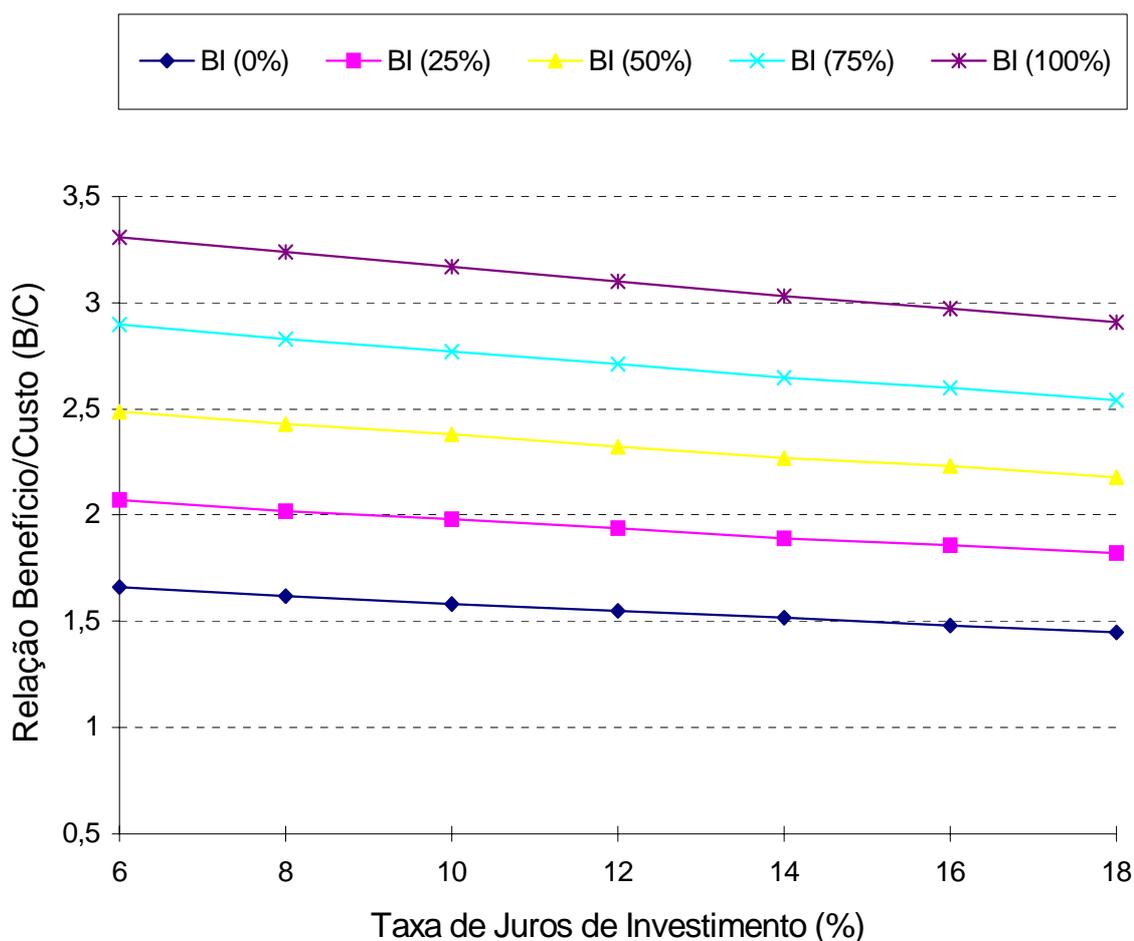


FIGURA 5-3 Estimativas da relação B/C do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD.

O PRC variou de aproximadamente um a três anos (períodos), da melhor para a pior condição de análise (Figura 5-4). Trata-se, portanto, de reduzidíssimos períodos de recuperação do capital investido em projeto de longo

prazo, considerando ainda que estão embutidos nesses cálculos os custos de depreciação do sistema de tratamento, critério não recomendado por NORONHA (1981) para a estimativa do PRC.

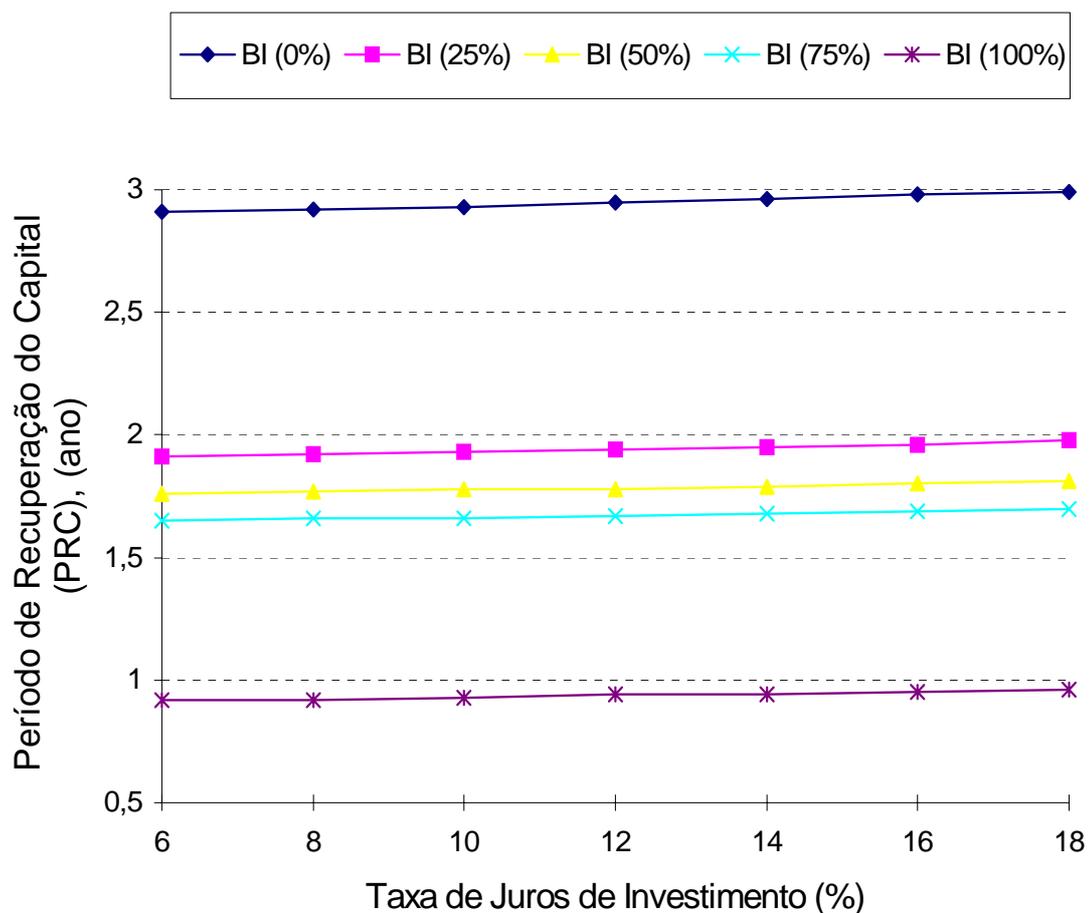


FIGURA 5-4 Estimativas do PRC do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento e da participação dos BI sobre os BD.

Observa-se ainda, pela Figura 5-4, que o perfil dos valores do PRC não são equidistantes, ocorrendo um agrupamento com pequena diferença entre os valores do PRC em função dos BI (25, 50 e 75%) entre os limites de 1,5 a 2,0 anos. Contrariamente, houve uma diferença bem acentuada entre os valores do PRC em

função dos BI (0 e 100%) e da taxa de juros de investimento entre os limites de um e três anos.

Outro aspecto observado é que há uma diferença muito grande entre os valores do PRC quando se fixa a taxa de juros e varia a participação dos BI (0 a 100%). Por outro lado, ocorre uma diferença muito pequena dos valores do PRC quando se fixa os BI e varia a taxa de juros. Nota-se, portanto, que a taxa de juros de longo prazo (investimento) é uma variável irrelevante para estimar o PRC, o que pode ser observado pelo pequeno valor do coeficiente de i apresentado na equação de regressão, Tabela 5-17.

O CTA ou valor presente dos investimentos pode ser um indicador útil para medir a escala do projeto, ou seja, a ordem de grandeza dos recursos envolvidos no investimento global necessário para a implementação do projeto (AZEVEDO FILHO, 1988).

Verifica-se pela Figura 5-5 que a variável dependente, CTA, ajustou-se a uma regressão linear em função da taxa de juros de investimento. Os CTA são constantes em função da variação dos BI (0 a 100%) para uma mesma taxa de juros. Assim, para uma taxa de juros de 6% a.a., o CTA será de R\$ 71.598,56 para todos os valores assumidos dos BI (0 a 100%).

Nota-se também pelo gráfico que o CTA teve uma variação muito pequena entre os limites de R\$71.598,56 a R\$81.609,09 para taxas de juros de investimento de 6 a 18% a.a., respectivamente, representando um pequeno acréscimo de 13,98% nos custos anuais no período considerado.

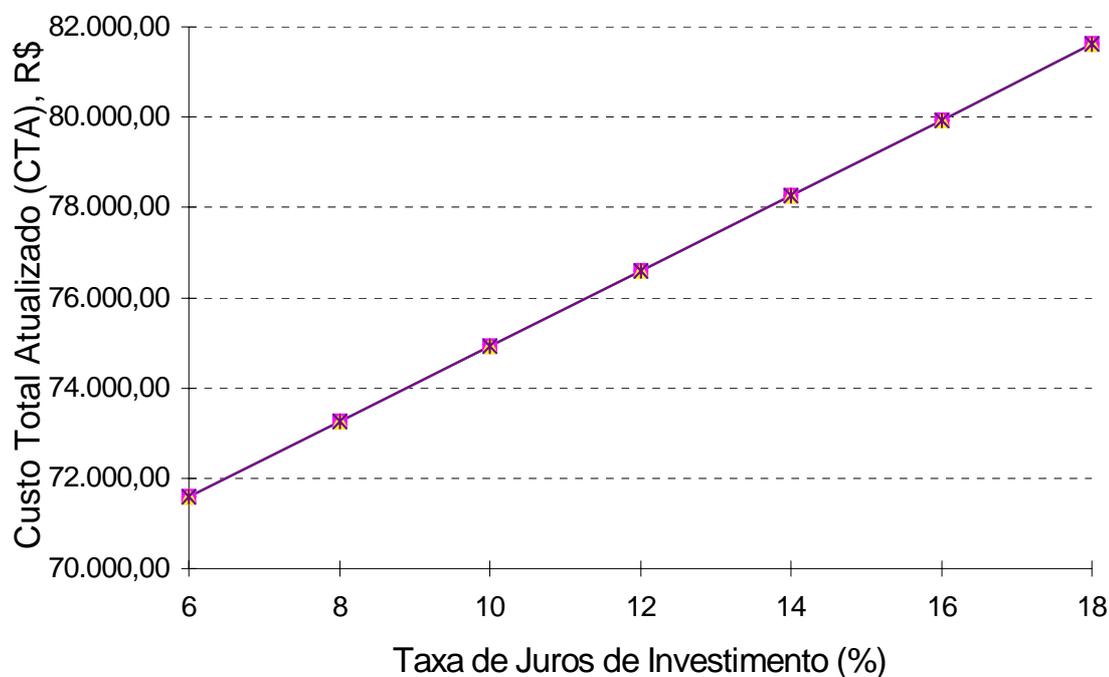


FIGURA 5-5 Estimativas do CTA do sistema de tratamento, assumindo um custo de oportunidade do capital de 20% a.a., em função da taxa de juros de investimento.

Os resultados do VA do sistema de tratamento, assumindo um custo de produção anual de R\$ 8.441,61, obtidos a partir de uma taxa de juros de longo prazo de 6% a.a., incidindo na estimativa dos custos fixos, e uma receita anual de R\$ 28.301,52, equivalente aos BD e BI oriundos da produção de biofertilizantes e economia de mão-de-obra e horas de trator, variando o custo de oportunidade do capital de 0 a 80% a.a., para um horizonte de 10 anos, podem ser observados na Figura 5-6.

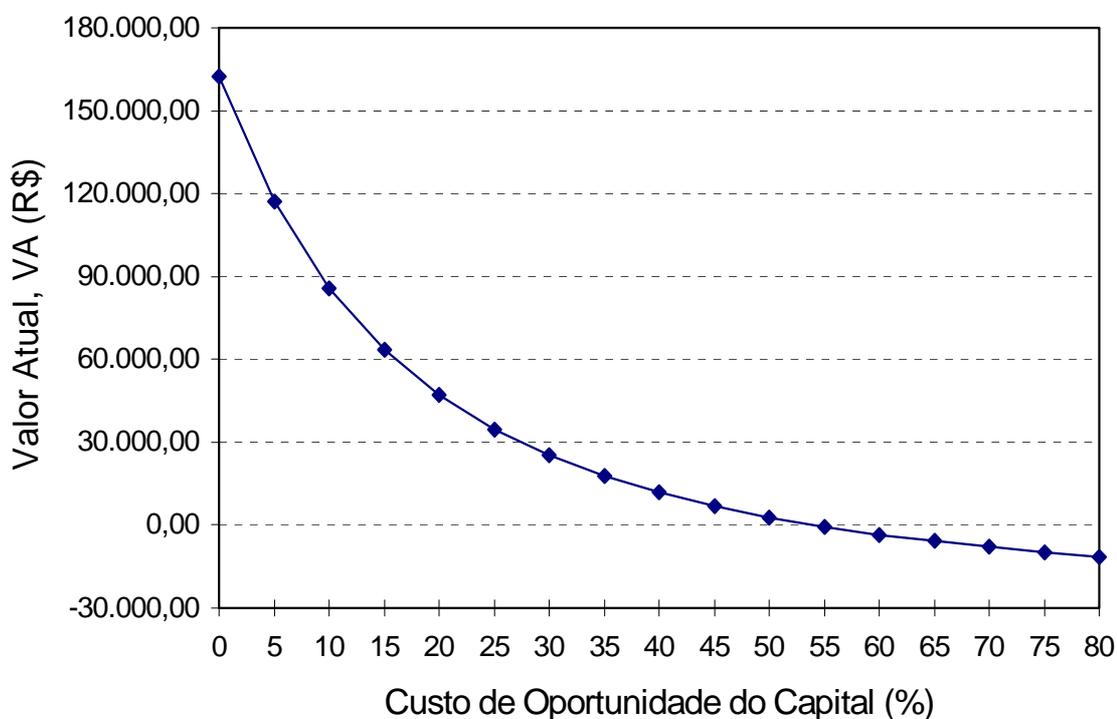


FIGURA 5-6 Estimativas do valor atual (VA) do sistema de tratamento, em função da variação do custo de oportunidade do capital (%), para uma receita e custo anuais de R\$ 28.301,52 e R\$ 8.448,61, respectivamente.

Observa-se pela Figura 5-6 que o valor atual (renda líquida anual) do sistema de tratamento decresce bruscamente com o aumento da taxa de juros, correspondente ao custo de oportunidade do capital, chegando a valores negativos a partir da taxa de juros de 54,15%. Esse valor corresponde exatamente à TIR, valor esse que torna nulo o valor atual dos lucros do sistema de tratamento, já discutido anteriormente. Nessa condição, o empreendedor não terá lucro nem prejuízo, correspondendo, então, ao ponto de indiferença entre investir ou não no projeto.

Considerando a tendência de uma economia estabilizada, dificilmente o mercado de capitais oferecerá taxas de atratividade para aplicações financeiras compatíveis à TIR, apresentada pelo sistema de tratamento. Por outro lado, admitindo-se uma redução das taxas de juros de mercado (custo de oportunidade do capital), nos níveis de 6% a.a., oferecidos pela poupança, compatíveis a uma economia estabilizada, o valor atual dos lucros do sistema poderá atingir cifras anuais de R\$ 109.941,15 (Figura 5-6), proporcionando uma renda líquida mensal ao empresário equivalente a R\$ 9.162,00, representando uma renda líquida de R\$ 916,18/UA por ano. Trata-se, portanto, de um lucro líquido bastante expressivo para o SIPL, considerando que o sistema de tratamento de resíduos, apesar de sua importância social, econômica e sanitária, é considerado como uma atividade secundária no contexto.

6. CONCLUSÕES

Dois tipos de efluentes foram obtidos no trabalho. O primeiro refere-se ao efluente decantado (ED), no tanque de aeração, e o segundo, refere-se ao efluente de irrigação (EI), obtido na saída da tubulação de irrigação. Grandes diferenças de redução foram observadas entre os dois tipos de efluentes.

De acordo com os resultados obtidos e as discussões apresentadas neste trabalho, as seguintes conclusões podem ser destacadas:

1. O sistema de tratamento biológico aeróbio foi eficiente para reduzir e estabilizar a matéria orgânica do efluente líquido dos bovinos, sendo o EI bioestabilizado e o ED humificado.

2. O sistema tratamento permitiu altas reduções de DBO e DQO, sendo obtidos valores de (94,36 e 77,92%) para o EI e (95,15 e 85,00%) para o ED, respectivamente. Altas reduções também foram conseguidas para ST, SVT e para os minerais Ca, Mg e Na. Para os nutrientes N, P e K, as reduções foram de (16,40, 58,42 e 61,16%) para o EI e de (36,35, 71,01 e 75,00%) para o ED, respectivamente.

3. O sistema de tratamento biológico proporcionou uma economia de 93% de água, 216% de energia elétrica e 36% de mão-de-obra, caracterizado pelo sistema operacional, automação e reciclagem do efluente tratado na limpeza hidráulica das instalações. O consumo de água foi de 4.167 litros/dia, 35 litros/UA/dia, sendo menos da metade do volume de água ingerido por UA/dia. O consumo de energia foi de 13,06 W/UA/dia.

4. A reciclagem total do efluente tratado (biofertilizante), no solo, promove o saneamento ambiental e restitui parte dos nutrientes consumidos pelas culturas, podendo contribuir significativamente para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável nos SIPL.

5. Os indicadores de rentabilidade mostraram que compensa investir no sistema de tratamento biológico aeróbio, trazendo benefícios sociais, econômicos e sanitários ao SIPL. Considerando a condição mais realista para a análise econômica, a relação B/C foi de 1,91, indicando uma eficiência de 91% e um custo de produção de R\$0,52 por unidade produzida, recuperando o capital investido em menos de 2,5 anos.

6. Considerando a tendência de uma economia estabilizada, o sistema de tratamento biológico pode proporcionar uma renda líquida anual de R\$ 109.941,15, significando uma receita líquida de R\$ 916,18/UA por ano.

7. O sistema de tratamento biológico aeróbio proporcionou benefícios de ordem sanitária e estética ao SIPL, pela ausência de mau-cheiro e de moscas no interior e arredores dos tanques de aeração e das instalações dos animais.

8. O custo de implantação do sistema de tratamento biológico aeróbio foi de R\$ 1,08/kg de DBO removida por ano e de R\$ 9,91/m³ de efluente tratado por ano.

7. SUMMARY

VIABILITY ANALYSIS FROM RECYCLING OF BOVINE MANURE WITH BIOLOGICAL TREATMENT, IN INTENSIVE SYSTEM OF MILK PRODUCTION

The objective of this work was to evaluate the economic performance and efficiency of an aerobic biological treatment on the reduction and stabilization of the biodegradable organic matter of the bovine liquid manure. This effluent will be recycled in the hydraulic cleaning of the facilities (free stalls) and utilized in grass production areas.

This work was done in the Embrapa - milk production intensive system (MPIS) facilities in Coronel Pacheco, state of Minas Gerais.

Two reactors with capacity of 300 m³ each were built as the activated sludge sequencing batch reactor (SBR) units with prolonged and intermittent aeration. These reactors were dimensioned for a hydraulic retention time of 24 days with wastewater (manure + urine) dilution in water on the proportion of 1:1. In each reactor a submerged aerator-mixer was installed, with aeration and non-aeration periods of 9 and 18 minutes, respectively.

A motor-pumping equipment with open rotor and flow of 60 m³/h was used for recycling the treated effluent on the halls of the free stall confinement facilities and to promote hydraulic cleaning of the effluent that will return to the

aeration tanks by gravity conducted by channel structures. The drainage of the reactors was processed by a submerged motor-pumping equipment with flow of 10 m³/h driving the effluent to the grass production areas throughout superficial disposal.

Effluent characterization was done by collecting samples on the entrance and the interior of the tanks, on the gate of the irrigation tubulation and on the bovine pure manure. There were analyzed the following parameters: pH, temperature, oils and fats, soluble and total BOD, soluble and total COD, volatile and total solids, sedimented solids, ammonia and total nitrogen, potassium, total phosphorus, magnesium and sodium.

To evaluate the economic performance of the system, the costs, the annual investments and the benefits were calculated in order to estimate the following profitability indicators: present value (PV), internal rate of return (IRR), benefit-cost relation (B/C), payback (PB), and present total cost (PTC).

The results show that the aerobic biological treatment was efficient in reduction and stabilization of the organic matter of the bovine liquid effluent. High BOD reduction efficiencies (94.36 and 95.15%) and COD (77.92 and 85.00%) were registered for the irrigation effluent and the decanted effluent, respectively.

From a realistic point of view for the analysis, the profitability indicators showed to be highly favorable to the implementation of the system bringing social, economic and sanitary benefits for the SIPL. In this way, the B/C relation was 1.91, showing an economic efficiency of 91% and a production cost of R\$ 0.52 per monetary unit obtained.

The treatment process gave a considerable economy of water, energy and labor, characterized by the operational system, automation and recycling of the effluent used for cleaning the facilities.

Keywords: Recycling of the effluent, bovine manure, aerobic biological treatment, sequencing batch reactor (SBR), prolonged aeration, intermittent aeration.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ^{1,2}

ALÉM SOBRINHO, P. Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados: determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos. *Rev. DAE*, São Paulo, v.43, n.132, p.49-85, 1983.

ALVARENGA, E. C., ALÉM SOBRINHO, P. Fundamentos teóricos dos reatores biológicos e sua aplicação ao tratamento de águas residuárias. *Rev. DAE*, São Paulo, v.37, n.113, p.53-61, 1977.

AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS. ASAE Data: ASAE D384: manure production and characteristics. *Agric. Eng. Yearb. Stand.*, 1983. p.436.

APHA, AWWA , WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17.ed. New York, 1989.

¹ BIOSIS. Serial sources for the BIOSIS previous database. Philadelphia, 1990. 413p.

² UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. Coordenadoria Geral de Bibliotecas, Editora UNESP. Normas para publicações da UNESP. São Paulo: 1994. 4v., v.2 Referências bibliográficas.

- ARAÚJO, G. de S., SILVA, J. A. G. Benefício-custo: um critério de avaliação de projetos. *Rev. DAE*, São Paulo, v.29, n.73, p.43-7, 1969.
- AZEVEDO FILHO, A. J. B. V. *Sistema para análise econômica de projetos em condições deterministas*. Piracicaba: CIAGRI-ESALQ-USP, 1988. 32p.
- BARBER, E. M. et al. *Canada animal manure management guide*. Ottawa: Information Services, Agriculture Canada, 1979. 37p. (Publication 1534).
- BATH, D. L., DICKINSON, F. N., TUCKER, H. A., APPLEMAN, R. D. *Dairy cattle: principles, practices, problems, profits*. 3.ed. Philadelphia: Lea & Febiger, 1985. 473p.
- BEDUSCHI, L. C. *Viabilidade econômica do uso de biodigestores*. Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, 1985. 13p. (Mimiogr.).
- BENEDETTI, E. Água para vaca leiteira. *Estado de Minas*, Belo Horizonte, 25 maio 1991. Agropecuário, p.2.
- BENEDETTI, E. *Ingestão e gasto de água no manejo do rebanho leiteiro*. Belo Horizonte, 1986. 72p. Tese (Mestrado em Zootecnia) - Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais
- BEZERRA, J. F. Tecnologia de tratamento de efluentes por lodos ativados. In: *Seminário sobre tratamento de efluentes industriais*. Rio de Janeiro: SENAI, 1994. n.p.

- BOWER, H., CHANEY, R. L. Land treatment of wastewater. *Adv. Agron.*, v.26, p.133-76, 1974.
- BRAILE, P. M., CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de tratamento de águas residuárias*. São Paulo: CETESB, 1993. 764p.
- BRANCO, S. M. *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. 3.ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640p.
- BRANCO, S. M. *Poluição: a morte de nossos rios*. 2.ed. São Paulo: ASCETESB, 1983. 155p.
- BRANCO, S. M., HESS, M. L. Tratamento de resíduos. In: AQUARONE, E.; BORZANI, W. & LIMA, U. de A. (Coords.). *Biotecnologia: tópicos de microbiologia industrial*. São Paulo: Edgard Blücher, 1975. v.2, cap. 3, p.47-76.
- BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia/AGMET-MG. *Normais climatológicas, Coronel Pacheco-MG, período de 1965-1990*. Belo Horizonte, 1991. 1p.
- BUCKMAN, H. O., BRADY, N. C. *Natureza e propriedades dos solos*. 2.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1968. 594p.

CAMPOS, A. T. *Determinação dos índices de conforto e da carga térmica de radiação em quatro tipos de galpões, em condições de verão para Viçosa-MG*. Viçosa, 1986. 66p. Tese (Mestrado em Engenharia Agrícola/Construções Rurais e Ambiente) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa.

CATLE, M. E. A study of the intake of drink water by dairy cows at grass. *J. Br. Grassl. Soc.*, Oxford, v.4, p.207-10, 1972.

CENTURIÓN, R. E. B., GUNTHER, M. A. *Tratamento de despejos de laticínios: obtenção de parâmetros de projeto, em escala de laboratório através do uso de reatores biológicos aeróbios*. São Paulo: CETESB, 1976. 35p. (Trabalho apresentado no XV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária, 20-25 de junho de 1976, Buenos Aires).

CETESB. *Guia de coleta e preservação de amostras de água*. São Paulo: CETESB, 1987. 150p.

CHARBONNEAU, J. P., CORAJOURD, M. C., DAJET, J. *Enciclopédia de ecologia*. São Paulo: EPU / Ed. da Universidade de São Paulo, 1979. p.263.

COLLINS, C. E., INCROPERA, F. P., GRADY JUNIOR., C. P. L. The effect of temperature control on biological wastewater treatment process. *Water Res.*, Oxford, v.12, p.547-54, 1978.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS - CFSEMG. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 4ª aproximação*. Lavras: ESAL/EPAMIG, 1989. 176p.

- CULP, R. I., WESNER, G. M., CULP, G. L. *Handbook of advanced wastewater*. 2.ed. New York: Van Nostrand Reinhold, 1978. 632p.
- DERISIO, J. C. *Introdução ao controle de poluição ambiental*. São Paulo: CETESB, 1992. 201p.
- DICK, R. I. Sludge treatment, utilization, and disposal. *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.50, p.1096-131, 1978.
- DORNELLAS, J. C. *Tratamento do efluente líquido da indústria cítrica pelo processo de lodo ativado por batelada (LAB) com aplicação de oxigênio puro*. Campinas, 1994. 142p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento)-Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.
- EIRA, A. F. Tratamento de efluentes da indústria de chapas de fibras de madeira com fungos micelianos. I- Seleção das linhagens e determinação das temperaturas de incubação. *Rev. Microbiol.*, São Paulo, v.13, n.4, p.378-93, 1982.
- EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite. *Sistema intensivo de produção de leite*. Coronel Pacheco, 1992. (Folder).
- FAO. Production. *FAO Quaterly Bull. Statistics*, v.2, n.4, p.37, 1989.
- FELLENBERG, G. *Introdução aos problemas da poluição ambiental*. São Paulo: EPU/EDUSP, 1980. 196p.

FIGUEIREDO, M. da G. *Microbiologia de lodos ativados*. São Paulo: CETESB, 1988. 43p.

GARCIA-VAQUERO, E. *Projeto e construção de alojamento para animais*. 2.ed. Lisboa: Litexa Portugal, 1981. 237p.

GIESSMANN, E. *Biologia e técnica de manejo do esterco líquido*. Palmeira: Colônia Witmarsum, Cooperativa Mista Agropecuária Witmarsum, 1981. 12p. (Mimeogr.).

GORONSZY, M. C. Intermittent operation of the extended aeration process for small systems. *J. WPCF*, v.51, n.2, p.274-87, 1979.

HERMETO BUENO, C. F. Produção e manejo de esterco. *Inf. Agropec.*, v.12, n.135/136, p.81-5, 1986.

HODGES, R. D. Quem precisa, afinal, de fertilizantes inorgânicos? *Rev. Bras. Tecnol.*, Brasília, v.14, n.4, p.24-34, 1983.

HOFFMANN, R., SERRANO, O., NEVES, E. M., THAME, A. C. de M., ENGLER, J. J. de C. *Administração da empresa agrícola*. São Paulo: Pioneira, 1976. 323p.

IMHOFF, K., IMHOFF, K. R. *Manual de tratamento de águas residuárias*. 26.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1986. 302p.

IRVINE, R. L., BUSH, A. W. Sequencing batch biological reactors: an overview. *J. WPCF*, v. 51, n.2, p.235-43, 1979.

- IRVINE, R. L., MILLER, G., BHAMRAH, A. S. Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas. *J. WPCF*, v.51, n.2, p.244-54, 1979.
- KAMIYAMA, H. Lodo ativado por batelada (LAB): suas vantagens no tratamento de esgotos das comunidades de médio e pequeno porte (parte 1). *Rev. DAE*, São Paulo, v.49, n.157, p.218-21, 1989.
- KAMIYAMA, H. Lodo ativado por batelada (LAB): suas vantagens no tratamento de esgotos das comunidades de médio e pequeno porte. *Rev. DAE*, São Paulo, v.50, n.159, p.1-4, 1990.
- KAWAI, H., BEZERRA, J. F. M., COSTA, J. R. *Avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos*. São Paulo: CETESB, 1991. 38p. (Série Manuais, 9).
- KELLY, C. F., BOND, T. E., ITTNER, N. R. Thermal design of livestock shades. *Agric. Eng.*, v.31, n.12, p.601-6, 1950.
- KELLY, M. Good dairy housing design: a form of preventive medicine? *Vet. Rec. Auchincruive*, v.113, p.582-6, 1983.
- KIEHL, E. J. Adubo orgânico: terra fértil a baixo custo. *Granja*, Porto Alegre, n.449, p.48-54, 1985a.
- KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985b. 492p.

- KIEHL, E. J. *Perguntas e respostas sobre composto*. Piracicaba: Departamento de Solos, Geografia e Fertilizantes. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1979a. 16p.
- KIEHL, E. J. *Metodologia da compostagem e ação fertilizante do composto de resíduos domiciliares*. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1979b.
- KIEHL, E. J. Preparo do composto na fazenda. *Casa Agric.*, Campinas, v.3, n.3, p.6-9, 1981.
- KIEHL, E. J. Renova-se o interesse pelos adubos orgânicos. *Dirigente Rural*, São Paulo, v.17, n.9/10, p.16-23, 1978.
- KRAMER, J. Água, a base da produção de leite. *Rev. Criadores*, São Paulo, v.62, supl. SCL, n.760, p.11, 1993.
- LAPOIX, F. Uma política nacional do meio ambiente. In: *Enciclopédia de ecologia*. São Paulo: EPU/EDUSP, 1979. Cap.18, p.393.
- LINDLEY, J. A. Anaerobic-aerobic treatment of milking center waste. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.22, n.2, p.404-8, Mar./Apr. 1979.
- LOTT, S. C., LOCH, R. J., WATTS, P. J. Settling characteristics of feedlot cattle feces and manure. *Tran. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.37, n.1, p.281-5, 1994.

- LOURES, E. G. *Produção de composto no meio rural*. 3.ed. Viçosa: Conselho de Extensão, Universidade Federal de Viçosa, 1983. 12p. (Informe Técnico, v.4, n.17).
- MANTEY, S. Rate you water management. *Dairy Herd Manag.*, v.30, n.1, p.16-7, 1993.
- MENDONÇA, S. R. *Fundamentos do tratamento biológico aeróbio*. Campina Grande: CAGEPA, 1981. 27p.
- MIDWEST PLAN SERVICE. *Dairy housing and equipment handbook*. 14.ed. Ames Iowa: Iowa State University, 1985. cap.8, p.1-15. (MWPS-7).
- MIDWEST PLAN SERVICE. *Livestock waste handling facilities*. Ames, 1974. p.1-45. (MWPS, 18).
- MORSE, D. et al. Production and characteristics of manure from lactating dairy cows in Florida. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.37, n.1, p.275-9, 1994.
- NORONHA, J. F. *Projetos agropecuários: administração financeira e avaliação econômica*. Piracicaba: FEALQ, 1981. 274p.
- OLIVEIRA, P. A. V. (Coord.) Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. *Doc. Cent. Nac. Pesq. Suínos e Aves/EMBRAPA (Concórdia)*, n.27, p.1-188, 1993.
- OLSSON, G., ANDREWS, J. F. The dissolved oxygen profile: a valuable tool for control of the activated sludge process. *Water Res.*, v.12, p.985-1004, 1978.

- OSADA, T., HAGA, K., HARADA, Y. Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process. *Water Res.*, v.25, n.11, p.1377-88, 1991.
- PELCZAR, M., REID, R., CHAN, E. C. S. Microbiologia das águas domésticas e dos esgostos residenciais. In: *Microbiologia*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1981. v.2, cap.37, p.897-925.
- SCHROEDER, E. D. *Water and wastewater treatment*. New York: McGraw-Hill Book, 1977. 370p.
- SILVA, M. O. S. A. *Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos*. São Paulo: CETESB, 1977. 226p.
- SILVA, P. R. *Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos*. São Carlos, 1973. 76p. Tese (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SIQUEIRA, C. *Proposta sobre o manejo e uso do esterco no sistema intensivo de produção de leite da EMBRAPA-CNPGL*. Juiz de Fora: EMBRAPA/CNPGL, 1991. 4p. (Relatório).
- SIZO, R. L. T. *Manual de análise econômico-financeira de alternativas de investimento*. Brasília: Thesaurus, [197-]. 214p.

- SOUZA, M. E. *Problemática da digestão anaeróbia dos resíduos industriais*.
São Paulo: CETESB, 1982. 35p. (Trabalho apresentado no I Simpósio Latino-Americano sobre produção de biogás a partir de resíduos orgânicos. São Paulo, 6-17 de dezembro de 1982).
- SPERLING, M. V. Critérios de dados para uma seleção preliminar de tratamento de resíduos de esgotos. *Rev. Bio*, São Paulo, v.3, n.1, p.7-21, 1994.
- STALL, T. R. Evaluation of control parameters for the activated sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.50, p.450-7, 1978.
- STANIER, R. Y., DOUDOROFF, M., ADELBERG, E. A. *Mundo dos micróbios*.
São Paulo: Edgard Blücher, 1969. 741p.
- TAIGANIDES, E. P. *Animal wastes*. London: Applied Science Publishers, 1977.
429p.
- TCHOBANOGLIOUS, G. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*.
2.ed. New York: McGraw-Hill Book, 1979. 920p.
- TCHOBANOGLIOUS, G. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*.
3.ed. New York: McGraw-Hill Book, 1991. 1334p.
- TEIXEIRA, S. M. V., ALÉM SOBRINHO, P. Digestão aeróbia de lodo de esgoto doméstico. *Rev. DAE*, São Paulo, v.41, n.125, p.70-85, 1981.
- TSUZUKI, Y. As vantagens da adubação orgânica. *Balde Branco*, São Paulo, v.20, n.247, p.12-14, 1985.

- VALENTE, S. V. *Informes sobre a relação carbono/nitrogênio em resíduos orgânicos segundo vários autores*. Programa de biomassa. Diretoria de Coordenação. ELETROBRÁS, [s.l.], [197-]. 17p. (SEP 1442). (Mimeog.)
- VAN HORN, H. H. Recycling manure nutrients to avoid environmental pollution. In: VAN HORN, H.H., WILCOX, C.J. (Eds.) *Large dairy herd management*. Champaign: American Dairy Science Association, 1992. cap.65, p.640-54.
- VIEIRA, P. de F. Problemas relacionados com confinamento do gado leiteiro. In: PEIXOTO, A. M., MOURA, J. C., FARIA, V. P. (Eds.) *Bovinocultura leiteira: fundamentos da exploração racional*. 2.ed. Piracicaba: FEALQ, 1993. p.327-60. (FEALQ. Série atualização em zootecnia, 9).
- YANO, T., TALLI, G., GARCIA, JR. A. D., QUEIROZ, S. M. P., ARAÚJO, E. H. Tratamento de esgotos domésticos por lodos ativados, com remoção de fósforo. *Rev. DAE*, São Paulo, v.37, n.113, p.88-94, 1977.