

Flávio Lúcio da Silva

T636.08

S5862

2003



**LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS:
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA EMPREGANDO
PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Veterinária, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Medicina Veterinária

Área de concentração: Medicina Veterinária Preventiva

Orientador: Prof. Dr. Israel José da Silva

Belo Horizonte
Março de 2003



0352-22960

S5861 Silva, Flávio Lúcio da, 1961-

Lagoas de estabilização de dejetos suínos: avaliação da eficiência de um sistema empregando parâmetros físico-químicos e biológicos./Flávio Lúcio da Silva -2003

58p.: il.

Orientador: Israel José da Silva

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Veterinária

Bibliografia: p.

1. Suíno – Esterco – Teses. 2. Resíduos de animais – Teses. 3. Lagoas de estabilização – Teses. I. Silva, Israel José da. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Veterinária. III. Título.

CDD – 604.6

Dissertação defendida e aprovada em 20 de março de 2003 pela Comissão Examinadora constituída por:



Prof. Dr. Israel José da Silva
Orientador



Prof. Dr. João Tinoco Pereira Neto



Prof. Dr. Paulo Roberto de Oliveira

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Israel José da Silva, pela dedicação e empenho na execução deste trabalho; e pela amizade e confiança em min.

Ao Prof. Dr. Paulo Roberto de Oliveira, que me incentivou e sugeriu a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. João Tinoco Pereira Neto, que se dispôs a avaliar este trabalho.

Ao Prof. Dr. Wilfrid Keller, responsável pelo Laboratório de Análises Físico-química de Água da Escola de Engenharia – DESA/UFMG, que disponibilizou as instalações e equipamentos desse laboratório.

A Capes(Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo financiamento da bolsa de pós-graduação.

Aos técnicos de laboratório Antônio e Carlos do Laboratório de Nutrição Animal(EV/UFMG) pela cooperação e apoio técnico.

Ao amigo Luciano Rodrigues dos Santos, que contribui de forma significativa na elaboração deste trabalho.

À Norma Rodrigues de Abreu, pelo apoio técnico nas análises de dejetos e pela amizade.

À Luciana Aramini, pela digitação, atenção e amizade.

Aos amigos Jussara, Lucy, D. Francisca, Carolina, Lucilaine, Lorenzo e Jackson do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental(DESA/UFMG).

Aos amigos e funcionários Antônio, Jorge, Júnia, e Nelson Éder do Departamento de Medicina Veterinária Preventiva da Escola de Veterinária-UFMG.

Aos amigos, André Almeida e Renata Costa nos procedimentos de Coliformes Fecais.

A minha Cleusa, pela paciência e carinho nesses momentos, a quem dedico esta dissertação.

A meus pais que sempre me apoiaram.

SUMÁRIO

	Pág.
RESUMO	8
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVOS	11
2.1 Objetivo Geral	11
2.2 Objetivos Específicos	11
2.3 Hipótese.....	11
3. LITERATURA CONSULTADA.....	11
3.1 Os dejetos suínos: definição e potencial agente poluidor	11
3.2 Produção quantitativa dos dejetos e composição físico-química	12
3.2.1 Fator Nutricional.....	12
3.2.2 Fator Hídrico	13
3.2.2.1 Influência do volume de fezes produzido	14
3.2.2.2 Influência do volume de urina produzida.....	15
3.2.2.3 Volume de água utilizada para higienização dos galpões.....	16
3.3 Alternativas propostas para tratamento dos dejetos suínos.....	16
3.3.1 Lagoas de Estabilização.....	17
3.3.1.1 Lagoas Anaeróbias.....	17
3.3.1.2 Lagoas Facultativas	19
3.3.1.3 Lagoas de Maturação.....	21
3.3.2 O Modelo "australiano"	23
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	24
4.1 Caracterização da propriedade em estudo.....	24
4.2 O sistema de tratamento de dejetos suínos na propriedade	25
4.3 A dinâmica do processo de tratamento de dejetos	31
4.4 Pontos de coleta	31
4.5 Periodicidade das coletas.....	33
4.6 Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos Avaliados.....	33
4.6.1 Parâmetros Físico-Químicos	33
4.6.1.1 Temperatura	33
4.6.1.2 Potencial Hidrogeniônico(pH)	33
4.6.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	34
4.6.1.4 Demanda Química de Oxigênio (DQOt)	34
4.6.1.5 Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Totais Fixos.....	34
4.6.1.6 Nitrogênio amoniacal.....	35
4.6.1.7 Fósforo total	36
4.6.2 Parâmetros Biológicos.....	37
4.6.2.1 Coliformes Fecais.....	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
5.1 Parâmetros Físico-Químicos	37
5.1.1 Temperatura	37
5.1.2 Potencial Hidrogeniônico(pH)	38
5.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio(DBO ₅).....	40
5.1.4 Demanda Química de Oxigênio(DQOt)	42
5.1.5 Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Totais Fixos.....	48
5.1.6 Nitrogênio amoniacal.....	49
5.1.7 Fósforo total	51
5.2 Parâmetros Biológicos.....	52
5.2.1 Coliformes Fecais.....	52

6	CONCLUSÕES.....	54
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Produção de carne das principais criações brasileiras, com os respectivos resíduos.....	12
Tabela 2	Volume de dejetos gerados nas diversas fases do ciclo criatório.....	14
Tabela 3	Características químicas dos dejetos suínos na fase de crescimento e Terminação.....	14
Tabela 4	Características químicas dos dejetos suínos em ciclo completo, decorrentes de amostras retiradas na calha de retenção no estado de Minas Gerais em 1980.....	15
Tabela 5	Exigência de água dos suínos, de acordo com a fase do ciclo de produção....	15
Tabela 6	Características físicas das lagoas de estabilização de dejetos suínos no sistema em avaliação durante o ano de 2002.....	25
Tabela 7	Valor máximo, médio e mínimo temperatura verificado para cada parâmetro no dejetos bruto e nas lagoas de estabilização no sistema de tratamento em avaliação.....	38
Tabela 8	Valores máximo, médio e mínimo de Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis e Sólidos Totais Fixos obtidos no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa, maturação I e II durante o ano de 2002.....	38
Tabela 9	Valores máximo, médio e mínimo de pH obtidos no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.....	40
Tabela 10	Valores máximos, médios e mínimos de DBO ₅ obtidos para o dejetos bruto e os efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.....	42
Tabela 11	Valores máximos, médios e mínimos de DQOt obtidos no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.....	43
Tabela 12	Eficiência de remoção (%) nas diferentes lagoas em relação ao dejetos bruto de acordo com os parâmetros considerados significativos para avaliar o sistema de tratamento.....	44
Tabela 13	Valores médios e coeficientes de variação (CV) obtidos para os diferentes parâmetros utilizados para verificar a eficiência do sistema de tratamento em escala real no período de janeiro a dezembro de 2002.....	45
Tabela 14	Características operacionais das lagoas de estabilização no tratamento de dejetos suínos em avaliação.....	45
Tabela 15	Cargas orgânicas volumétricas em lagoas anaeróbias para parâmetros como: DBO ₅ e Sólidos Voláteis.....	46
Tabela 16	Cargas volumétrica aplicadas – Cv (kgDQOt/m ³ .d), cargas superficiais aplicadas – Cs (kgDQOt/ha.d), constantes de degradação K (d ⁻¹), eficiência de remoção (%) e tempo de detenção hidráulica (dia) obtidos em sistema de tratamento semelhantes.....	47
Tabela 17	Cargas volumétrica aplicadas – Cv (kgDQOt/m ³ .d), cargas superficiais aplicadas – Cs (kgDQOt/ha.d), constantes de degradação K (d ⁻¹), eficiência de remoção (%) e tempo de detenção hidráulica (dia) obtidos nessa pesquisa.....	47
Tabela 18	Valores máximos, médios e mínimos de Nitrogênio Amoniacal obtidos no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.....	48
Tabela 19	Valores máximos, médios e mínimos de Fósforo Total obtidos no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.....	50

Tabela 20	Valores máximos, médios e mínimos de Coliformes Fecais obtidos no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002	51
-----------	---	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Vista geral do sistema com gradeadores e lagoas seriadas	27
Figura 2	Detalhamento dos gradeadores após higienização das baias	27
Figura 3	Vista lateral da lagoa anaeróbia: detalhe do assoreamento	29
Figura 4	Sistema de Tratamento em avaliação	32
Figura 5	Concentrações médias mensais da DBO ₅ afluente e efluente do sistema durante o ano de 2002	42
Figura 6	Concentrações médias mensais da DQOt afluente e efluente do sistema durante o ano de 2002	46

RESUMO

Várias alternativas de tratamento têm sido propostas para tratar a fração líquida dos dejetos suínos. As lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos são consideradas entre os métodos de tratamento de águas residuárias e industriais como sendo os mais fáceis, econômicos e eficientes. Este trabalho teve como objetivo descrever e avaliar um sistema de tratamento constituído de lagoas de estabilização constituído de : uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação. A eficiência do sistema foi avaliada através de parâmetros físico-químicos e biológicos, em associação com aspectos estruturais e a dinâmica do sistema de tratamento. O período de coleta foi de janeiro a dezembro de 2002 sendo que as amostras foram coletadas uma vez por semana totalizando 43 coletas. Coletou-se amostras do afluente do sistema e dos efluentes de cada uma das lagoas. Os parâmetros analisados nas amostras foram: temperatura, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO_t), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Totais Fixos (STF), nitrogênio amoniacal, fósforo total, e coliformes fecais de acordo com os métodos estabelecidos pelo Standard Methods (APHA-AWWA-WEF, 1992). Os resultados obtidos indicam que o sistema não foi eficiente na remoção de DBO₅ apresentando um valor de 313 mgO₂/litro, valor muito superior ao imposto pela Resolução do CONAMA nº 20 de 1986. Os valores de coliformes fecais ($4,3 \times 10^5$) e nitrogênio amoniacal (278 mg/l) também se encontram muito acima dos valores sugeridos pela Resolução acima citada. Um dos fatores que contribuiu negativamente para a eficiência adequada do sistema refere-se a reduzida profundidade das lagoas anaeróbia e facultativa proporcionando curto tempo de detenção hidráulica em relação a elevadas cargas orgânica e volumétrica fornecidas ao sistema.

Palavras-chave: dejetos suínos, lagoas de estabilização, parâmetros físico-químicos e biológicos

ABSTRACT

Several alternatives have been proposed for treatment of liquid effluents of swine farming. Stabilizing ponds are considered the easiest, economically viable and most efficient method of recycling residual waters of industry or farming. This research aimed to describe and evaluate residual water treatment systems constituted of (1) an anaerobic pond, (2) a facultatively anaerobic pond and (3, 4) two maturation ponds. The efficiency of the system was evaluated using physico-chemical and biological parameters, in association with structural aspects and the dynamics of the system. The sampling period occurred from January to December 2002, at weekly intervals, for a total of 43 samples. Samples of affluent and effluent were collected for each of the ponds. The parameters determined were: temperature, pH, Biochemical Demand for Oxygen (DBO₅), Chemical Demand for Oxygen (DQO_t), total solids (ST), volatile solids (STV), fixed solids (STF), ammoniac nitrogen, phosphorus total and fecal coliforms, according to Standard Methods (APHA-AWWA-WEF, 1992). Results indicated that the system was not efficient for the removal of DBO₅, presenting a value of 313 mgO₂/liter, and in addition to values concerning fecal coliforms ($4,3 \times 10^5$ NMP/100ml) and ammoniac nitrogen, were much higher than the standards permitted by law (Resolução do CONAMA no. 20 of 1986). One of the factors that contributed negatively for the efficiency of the system was considered the low depth of the anaerobic and facultatively anaerobic ponds, which allowed a short period of time for water retention, as compared to its high load in volume and in organic matter.

Key words: facultatively anaerobic pond, anaerobic pond, swine effluents, parameters physico-chemical and biological.

1 – INTRODUÇÃO

As regiões Sul e Sudeste do Brasil, são respectivamente, a primeira e a segunda maiores produtoras de carne suína. Na região Sul, destaca-se o estado de Santa Catarina como o maior produtor de carne suína do país. A região Oeste catarinense concentra 85% do plantel suínico do estado, e o maior complexo agro industrial do país associado à produção de suínos e aves. Cabe a essa região, que equivale a um quarto do território do estado, um Valor Bruto de Produção Agropecuária (VBPA) de cerca de 1,1 bilhão de reais, o que representa mais da metade do VBPA do estado. Nota-se a importância da produção dessa agroindústria no desenvolvimento econômico do estado e da região. Este caracterizado por uma estrutura econômica social voltada para produção familiar diversificada, que representa 90% dos cem mil estabelecimentos agrícolas da região (EPAGRI/CNPSA, 1996).

Segundo pesquisa realizada por Testa (1996) percebe-se que de 1985 a 1996 houve uma taxa de crescimento da suinocultura de 61% e redução do número de suinocultores com concentração da atividade em pequenas propriedades. Entretanto, a alta competitividade do setor, a falta de mecanismos de incentivo à pequena propriedade e elevação dos custos, fizeram com que grande parte dos suinocultores abandonassem a atividade. As propriedades que persistiram com a suinocultura optaram pela alta concentração de animais em confinamento, buscando aumento da produtividade por área. Em decorrência dessa situação, grandes volumes de dejetos passaram a ser produzidos em pequenas extensões de terra.

Oliveira (1997) registram que no Oeste Catarinense, apenas 10 a 15% dos suinocultores possuem sistema de tratamento ou aproveitamento desses dejetos. O resultado deste processo pode ser verificado através da deterioração dos mananciais, onde a percolação do Nitrogênio no lençol freático possibilitou

sérios riscos de contaminação por nitratos. Segundo Manhães (1996), a grande contaminação de águas superficiais é consequência do sistema adotado para o destino dos dejetos. Persistiu ao longo de décadas o direcionamento exclusivo dos dejetos para o armazenamento e distribuição como fertilizante. Oliveira (1997) considera que este sistema foi eficiente até a década de 70, quando o número de propriedades era reduzido e o solo capaz de absorver esse volume de dejetos. A partir da década de 70, a situação tornou-se insustentável, principalmente pela dificuldade na distribuição dos dejetos para fertilização e ao transbordamento de vários tanques de armazenagem (Manhães, 1996). Esse pesquisador admite que a degradação ambiental e os problemas sociais determinados pela falta de oportunidades para absorver a mão de obra local, sinalizam para o possível fim de um ciclo econômico.

Levantamento realizado, nos últimos anos no Oeste Catarinense, em amostras colhidas de fontes pertencentes a essa região, indicaram que 84% das amostras estavam contaminadas coliformes fecais (EPAGRI/CNPSA, 1996). Nessa região, são constantes os reclames da população rural com relação aos maus odores, grande quantidade de moscas e mortandade de peixes.

Percebe-se que os problemas ambientais e sociais decorrentes da suinocultura implantada no Oeste Catarinense requerem com urgência uma revisão do modelo econômico no sentido de reestruturar o sistema de produção e regulamentar o processo de tratamento dos dejetos suínos. Nesse sentido, Miranda (1999) alerta para a ausência de controle mais rígido na distribuição espacial da atividade suínica e para uma limitada capacidade de absorção dos dejetos por culturas anuais nas micro bacias situadas na região do Oeste Catarinense.

Na região Sudeste do Brasil, os estados de São Paulo e de Minas Gerais destacam-se como grandes produtores de carne suína.

Dados do último censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Anuário Estatístico do Brasil, 1995) revelam que o estado de Minas Gerais detém o quarto maior rebanho do país com 3.367.748 cabeças. A micro região do Vale do Rio Piranga (Ponte Nova) concentra 45% dos produtores de carne suína do estado, seguida pela região do Triângulo Mineiro que vem apresentando participação e crescimento significativos nos últimos dez anos. O fenômeno da redução de propriedades e aumento da concentração de suínos por granjas, com conseqüente aumento do volume de dejetos produzidos por propriedade, ocorrido no Oeste Catarinense, a partir da década de 70, também tem sido observado nas regiões de Ponte Nova e Triângulo Mineiro.

Silva (1997) analisou 1351 propriedades, com relação ao manejo de dejetos suínos em Minas Gerais. Os resultados revelaram que 416 (30,79%) propriedades lançam os dejetos sem nenhum tratamento diretamente em rios ou córregos; 388 (28,72%) utilizam lagoas ou tanques de decantação e 547 (40,49%) propriedades praticam formas diversas de manejo como alimentação animal e adubação orgânica de lavouras. Em Minas Gerais ainda não foi feito, como em Santa Catarina, um levantamento técnico-científico no que diz respeito à contaminação por coliformes fecais, provenientes dos dejetos suínos, das águas superficiais.

O quadro atual revela uma situação preocupante e dá uma dimensão do possível impacto ambiental proveniente da atividade suinocultura em Minas Gerais, estado onde 80% da água captada para tratamento é superficial.

Os suinocultores induzidos pela situação econômica a aumentar a produtividade e reduzir custos, nos próximos anos passarão a ser pressionados por mais dois fatores, o fator social e o ambiental. A sociedade hoje requer muito mais que produtos com a qualidade desejada (sanidade e baixo teor de colesterol) será mais incisiva, exigindo postura técnica de comprometimento com a preservação do meio ambiente, com o bem

estar dos animais, e do próprio ser humano. O crescimento da conscientização ecológica mundial associado à maior exigência dos consumidores, tem colocado em questão o comprometimento dos governos, empresas e organizações com a melhoria contínua do ambiente frente ao desenvolvimento de suas atividades (Monteiro e Nones, 1999).

A sociedade sensibilizada vem pressionando seus representantes políticos a elaborarem e aplicar legislação que responsabilize e interrompa, se for o caso, sistemas de produção que proporcionem impacto ambiental. No Brasil, as principais legislações já sancionadas se referem a Lei nº 9433 de 08 de Janeiro de 1997 e a Lei nº 9605 de 13 de fevereiro de 1998. A primeira Lei confere a água caráter de recurso natural limitado, um bem de domínio público, dotado de valor econômico e passa a ser tratada como uma "comodity", uma mercadoria com preço.

Já a Lei nº 9.605 dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Esta lei (BRASIL, 1998) responsabiliza o diretor, o administrador, o membro do conselho, e de órgão técnico, o auditor, o gerente, o preposto mandatário ou de pessoa jurídica, ou seja todos que fazem parte da empresa que causa danos ambientais. E as penas previstas para essas pessoas, e empresas incluem multas, suspensão da atividade parcial ou total, e até a reclusão por cinco anos. Portanto, em termos de legislação ambiental o Brasil demonstra a sua preocupação, embora ainda seja deficiente em termos de fiscalização e aplicação de penalidades.

Pressionados por aspectos legais, nos próximos anos, os suinocultores devem procurar orientação técnica para projetos possíveis de serem implantados em suas propriedades (baixo custo e boa eficiência), e sistemas de tratamento de dejetos que minimizem o impacto ambiental causado pelo lançamento de dejetos suínos em corpos receptores.

Assim, embora a suinocultura seja uma atividade agroindustrial geradora de divisas

para os estados e o país, proporcionando milhares de empregos diretos e indiretos, temos que ficar atentos aos problemas sociais e ambientais graves que decorrem da atividade. Neste sentido, a pesquisa têm uma importância significativa, na busca das causas e soluções para o problema.

2 – OBJETIVOS

2.1 – Objetivo geral:

Investigar a eficiência de um sistema de tratamento de dejetos suínos constituído de: uma lagoa anaeróbia, duas lagoas facultativas e uma lagoa de maturação, na remoção de matéria orgânica, de dejetos suínos em fase de recua e terminação.

2.2 – Objetivos específicos:

- Verificar a influência de fatores relacionados ao manejo do rebanho suíno no volume de dejetos produzidos diariamente.
- Realizar um trabalho de investigação científica, dentro das condições climáticas e de solo prevalentes na micro região de São José da Lapa, Minas Gerais.
- Avaliar a flutuação dos resultados de análises físico-químicas de dejetos de suínos em tratamento no sistema de lagoas seriadas com remoção parcial de matéria orgânica biodegradável.

2.3 – Hipótese:

O dimensionamento do sistema de tratamento de efluentes de uma granja deve levar em consideração as variáveis de manejo e arraçoamento do plantel. O fluxo dos efluentes em lagoas sub ou super dimensionadas afeta o tratamento de forma positiva ou negativa, neste caso, gerando efluentes fora dos padrões permitidos pela legislação.

3 – LITERATURA CONSULTADA

3.1 – Os dejetos suínos: definição e potencial agente poluidor.

A forma de produção tecnificada implantada na Suinocultura, estabelece que os animais devem permanecer confinados em gaiolas e baias com espaço restrito. Os suínos eliminam após o processo digestivo excrementos sólidos (fezes) e líquidos (urina) que devem ser removidos do espaço que ocupam. Segundo Konzen (1980) a água utilizada para a remoção das fezes e urina no ato de lavagem das instalações resulta num material líquido de cor escura e odor desagradável denominado de liquame. Uma outra forma de definir os resíduos suínos é atribuída a Capelli (1992). Em seu trabalho, encontramos o termo liquame fresco designando os resíduos constituídos de dejetos produzidos por animais e recolhido em canaletas de limpeza num tempo padrão de dois dias.

Os dejetos suínos são compostos orgânicos com potencial poluente devido à presença de elementos químicos capazes de produzir danos diretos ao ambiente, e outros que lançados no solo ou na água são capazes de interagir, promovendo impacto ambiental. Os dejetos suínos produzem dois tipos principais de poluição de igual importância: o primeiro se refere principalmente, a eliminação e incorporação de nitrogênio e fósforo ao solo e água, e o segundo refere-se à emissão de gases e odores, que são geralmente substâncias tóxicas. Com relação à emissão de gases, têm-se verificado a produção dos seguintes gases: metano (CH_4), que possui grande potencial inflamável; dióxido de carbono (CO_2) que pode causar a morte por asfixia e contribui para o efeito estufa; amônia (NH_3) que promove irritação dos olhos e sufocamento; sulfeto de hidrogênio (H_2S) muito tóxico, irritante e asfixiante. Além de nitrogênio e fósforo já citados pode-se encontrar nos dejetos de suínos variados elementos químicos, em quantidades danosas entre eles: cobre, zinco, cádmio, mercúrio, níquel, cromo, chumbo, flúor e etc. (Belli e Martim, 1998).

Em condições normais de produção, granjas tecnificadas, cada matriz suína com sua prole gera volume aproximado de 40 m³ de dejetos por ano. Devido ao volume de dejetos produzidos e a constituição química, segundo dados apontados por Konzen (1988), para cada tonelada de carne suína oferecida ao consumo pela indústria frigorífica, geram-se em torno de 6,5 kg de

DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio), 12 kg de DQOt (Demanda Química de Oxigênio), 8,0 kg de sólidos voláteis e 0,75kg de nitrogênio por dia.

Segundo levantamento realizado o abate de 20 milhões e 500 mil cabeças de suínos é capaz de produzir mais de 100 milhões de toneladas de dejetos (Tab. 1).

Tabela 1- Produção de carne das principais criações brasileiras, com os respectivos resíduos

Criação	Rebanho (milhão de cabeças)	Abate (milhão de cabeças)	Carne/equiva./carcaça (milhão de toneladas)	Dejeto resultante (milhão de toneladas)
Bovinos	152.400	24.800	4.961	855.500
Suínos	35.898	20.500	1.540	104.750
Aves (Frango)	-	-	4.060	450.600
Total			10.561	1.410.850

Fonte: Konzen (1988)

3.2 – Produção quantitativa dos dejetos e composição físico-química.

A produção quantitativa dos dejetos suínos e sua composição físico-química sofre influência dos seguintes fatores:

I - Fator Nutricional que diz respeito à influência da dieta na constituição química do dejetos.

II - Fator Hídrico que diz respeito ao volume de dejetos produzido.

3.2.1 – Fator Nutricional.

Um importante fator que tem conferido ao dejetos suíno potencial poluidor refere-se à alimentação. Com o objetivo de promover um ganho de peso ideal para o abate em menor tempo de vida para o animal, modelos matemáticos de alimentação foram estudados em grupos de suínos geneticamente melhorados. Os resultados, muito promissores, passaram a ser divulgados e copiados pelos criadores. Porém a capacidade de assimilar nutrientes, segundo Lima e Nones (1999a) não depende só da dieta e do valor genético, mas da capacidade de absorção, da densidade, da temperatura, do estado sanitário, da idade e do estado fisiológico, etc. Nesse sentido, dietas muito ricas em nitrogênio e fósforo podem exceder a

capacidade de absorção e passam a ser eliminados nas fezes e urina. Segundo Pfeiffer e Henkel (1991), o consumo diário de altos níveis de proteína bruta acarreta aumento da ingestão de água pelos animais elevando o volume de urina, já que essa é a forma predominante de excreção. O consumo de altos níveis de proteína bruta também aumenta significativamente a taxa de passagem do quimo pela parte final do íleo, bem como maiores concentrações de nitrogênio. Este fato acarreta um aumento do volume de dejetos e da concentração de nitrogênio.

Pesquisa realizada por Gatel e Grosjean (1992) revela que os suínos em peso de abate podem excretar nas fezes e na urina de 9% a 11% e 42% a 48% do nitrogênio consumido, respectivamente. O nitrogênio nas fezes encontra-se predominantemente na forma de proteína e na urina na forma de uréia. Esta é facilmente hidrolisada e catabolisada pela enzima urease a dióxido de carbono e amônia. A emissão de amônia na atmosfera pode causar, além de danos graves nas vias respiratórias dos seres humanos e animais, à formação de chuva ácida.

Em dietas balanceadas corretamente o cobre deve estar presente em níveis que

variam de 150 a 250 ppm. Esse micro mineral atua como promotor de crescimento em suínos. O zinco, também essencial, quando adicionado em níveis de 2.400 a 3.200ppm, na forma de óxido, em dietas de leitões desmamados, também atua como promotor de crescimento, aumentando o ganho de peso, o consumo de ração e reduzindo a diarreia pós desmame (Lima e Nones, 1999a). Devido ao baixo custo, esses minerais têm sido largamente utilizados em dietas de suínos, muitas vezes sem critérios científicos. A utilização de altos níveis de cobre nas dietas é preocupante, pois altas quantidades serão excretadas na fezes diminuindo a ação bacteriana em lagoas de decantação, e por conseguinte, aumentando o odor dos dejetos (Belli e Martim, 1998).

A eliminação de altos teores de micro nutrientes nas fezes dos suínos podem afetar as plantas e os animais que as ingerem. Segundo Bicudo (1996) é possível fazer diferenciação entre aqueles que quando fornecidos em quantidades excessivas podem afetar o desenvolvimentos das plantas, como por exemplo zinco, cobre, níquel e cromo e aqueles que poderão causar a intoxicação dos animais que ingerem as plantas contaminadas (cobre, chumbo, molibdênio, flúor, cádmio e mercúrio).

O fósforo é um elemento importante para os suínos, pois participa do processo de formação óssea, do crescimento muscular e é constituinte das lipoproteínas. Entretanto, embora a ração de origem vegetal contenha adequada quantidade de fósforo somente 20 a 50% é digestível para os suínos (Jongbloed e Lenis, 1992). Isso se deve ao fato do fósforo estar presente na forma de fitato, sendo praticamente indigestível e portanto é eliminado nas fezes. Essa reduzida capacidade de absorção nos remete ao conceito de biodisponibilidade. Veloso (1991) refere-se à biodisponibilidade de um mineral como a proporção do mesmo em um composto que pode ser utilizada para garantir os processos fisiológicos do animal. Em seu trabalho o pesquisador afirma que o conteúdo total de um elemento mineral tem pouco significado pois não

indica o grau de utilização biológica. O autor discute ainda a presença e os efeitos do flúor e do cálcio como fatores que influenciam maior ou menor capacidade de absorção do fósforo. Segundo Hartog et al. (1993), em teoria, a excreção de nitrogênio e fósforo pode ser reduzida em aproximadamente 25% por práticas nutricionais.

Com o objetivo de reduzir o volume de dejetos suínos produzidos, e por conseguinte o seu poder poluente, pesquisadores têm se envolvido com o emprego da técnica de restrição alimentar em recria. Sabe-se que essa técnica reduz o volume de fezes produzido, bem como a excreção diária de fósforo, nitrogênio e outros minerais, porque há redução no consumo de ração e aumento na eficiência alimentar (Marcato et al., 1999). Nessa pesquisa, os suínos em fase de recria foram submetidos à restrição alimentar de 15,57%. Embora os autores verificassem um aumento médio de 7,84 dias para os animais atingirem o peso de abate, houve uma redução na excreção de 20,16% de nitrogênio, 9,11% de fósforo e 37,71% de zinco.

Nascimento e Nones (1997) argumentam que a redução da excreção de Nitrogênio e Fósforo pelos dejetos de animais em geral e de suínos em particular pode ser reduzida ao se implantar práticas nutricionais já testadas, 4 dentre as quais destacamos:

- alimentação das varias categorias animais de acordo com os requisitos ;
- melhoria da alimentação da dieta de acordo com o fósforo disponível;
- aumento da disponibilidade do fósforo mediante a adição de fitase ao alimento;
- formulação da dieta de acordo com a digestibilidade dos aminoácidos.

3.2.2 – Fator Hídrico

Em granjas de produção tecnificada o dejetos suíno apresenta-se geralmente no estado líquido. Isto porque, a limpeza das instalações inclui lavagem com água que deve diluir e carrear as fezes e urina para fora dos galpões para posteriormente receber tratamento como resíduo líquido.

A composição do volume total de dejetos líquido a ser tratado sofre influência de: a) do volume de fezes produzido; b) do volume de urina produzida; c) do volume de água que é utilizada para a limpeza dos galpões; d) do volume de água que é desperdiçado pelos bebedouros e outras instalações.

3.2.2.1. Influência do volume de fezes produzido:

O volume de fezes produzido por animal depende: 1) do teor de matéria seca e 2) da constituição química da ração ofertada. Com relação ao item 1, segundo Manhães (1996) "a heterogeneidade com relação ao teor de matéria seca nos diferentes criatórios faz com que haja acentuadas variações

analíticas, provocadas basicamente pelo manejo hídrico de cada instalação". Em seu trabalho Manhães (1996) ao realizar estudo comparativo entre pesquisas realizadas pela EMBRAPA/CNPQ (Tab. 2) e os resultados obtidos por Konzen (1980) demonstrados na Tabela 2, observa que "os índices de Sólidos Totais (ST) obtidos em Santa Catarina (EMBRAPA) (22.339 mg/litro ou 2,2%) são aproximadamente quatro vezes menores que os estabelecidos por Konzen (1980) (9% ou 90.000 mg/litro), caracterizando um modelo que proporciona uma menor quantidade de resíduo e como se pode observar valores de matéria orgânica biodegradável (DBO₅) menor onde a porcentagem de sólidos totais é também menor (EMBRAPA/CNPQ, 1996).

Tabela 2 – Volume de dejetos gerados nas diversas fases do ciclo criatório.

Categoria	Esterco	Esterco + urina	Dejetos líquidos	Estrutura p/ estocagem m ³ /animal/mês	
	kg/dia	Kg/dia	kg/dia	Esterco + urina	Dejetos líquidos
25 – 100 kg	2,30	4,90	7,00	0,16	0,25
Cobrição e gestação	3,60	11,00	16,00	0,34	0,48
Porca c/leitões	6,40	18,00	27,00	0,52	0,81
Macho	3,00	6,00	9,00	0,18	0,28
Leitões	0,35	0,95	1,40	0,04	0,05
Média	2,35	5,80	8,60	0,17	0,27

Fonte: Konzen (1980)

Tabela 3 – Características químicas dos dejetos suínos na fase de crescimento e terminação.

Variáveis	Mínimo	Máximo	Média
DQOt (mg/l)	11.530,2	38.448,0	25.542,9
ST (mg/l)	12.697,0	49.432,0	23.399,0
SV (mg/l)	8.429,0	39.024,0	16.388,8
SF (mg/l)	4.688,0	10.408,0	6.010,2
SED (mg/l)	220,0	850,0	428,9
NTK (mg/l)	1.660,0	3.710,0	2.374,3
Pt (mg/l)	320,0	1.180,0	577,8
Kt (mg/l)	260,0	1.140,0	535,7

Fonte: EMBRAPA/ CNPQ/1996

Tabela 4 – Características químicas dos dejetos suínos em ciclo completo, decorrentes de amostras retiradas na calha de retenção no estado de Minas Gerais em 1980.

Variáveis	Média
PH	6,94
MS (%)	8,99
ST (mg/l)	90.000
SV (mg/l)	75.050
NTK (mg/l)	6.000
P.t. (mg/l)	2.500
Kt (mg/l)	1.200
DBO _{5t} (mg/l)	52.270
DQOt (mg/l)	98.640

Fonte: Konzen (1980)

Pesquisadores têm apresentado diferentes valores com relação à quantidade e qualidade dos dejetos produzidos pelos suínos devido as variadas formulações de rações, tipo de arraçoamento, modelo de produção, etc. Porém, há concordância entre os pesquisadores de que o volume de dejetos com relação a fezes e urina depende do desenvolvimento ponderal do animal (Silva, 1973; Taiganides, 1977; Konzen, 1980; Kozen, 1983; Merkel, 1981; Oliveira 1993; Dartora e Perdomo, 1998).

Nones et al. (1999a, b) realizaram um experimento onde se avaliou o emprego de diferentes tipos de formulação da dieta à base de milho e farelo de soja e com suplementação de aminoácidos sobre o desempenho dos animais, composição da carcaça e dos dejetos suínos produzidos. As dietas com alto teor de proteína bruta promoveram maior excreção de fezes tanto em base de matéria natural como em base

de matéria seca. Pfeiffer e Henkel (1991) observaram que o consumo diário de altos níveis de proteína, acarretou em aumento do volume de dejetos, e também da ingestão de água e excreção de urina.

3.2.2.2. Influência do volume de urina produzida

O volume de urina produzida por animal está relacionado diretamente com a quantidade de água ingerida (Oliveira, 1997), que por sua vez está relacionada com a composição da dieta e o teor de matéria seca do alimento. Em termos gerais para cada litro de água ingerido pelo suíno, resultam 0,6 litros de dejetos líquidos (urina). Loeher (1974) em trabalho realizado nos EUA, obteve resultados indicando que a quantidade de urina é da ordem de 30% do peso total dos excrementos. A composição e o teor de matéria seca interferem no volume de urina eliminada, pois dependendo da formulação podem levar o animal a ingerir maior volume de água. Conrad e Mayrose (1971) relatam que a quantidade média de água ingerida está entre 2 a 2,5 Kg de água por quilograma de matéria seca consumida. Segundo Silva (1973) a produção de urina têm influência marcante na produção de dejetos líquidos. Esta é decorrente da ingestão de água, e depende das diferenças sazonais e do tipo de bebedouro utilizado.

A Tabela 5 elaborada por Barbari e Rossi (1992) demonstra as necessidades de água por suíno em função de cada categoria nas diferentes fases do ciclo de produção.

Tabela 5 – Exigência de água de consumo dos suínos, de acordo com a fase do ciclo de produção.

Categorias do suínos	Litros d'água/suíno/dia
Leitão em amamentação	0,1 a 0,5
Leitão em desmamentamento (7 a 25 kg)	1,0 a 5,0
Suíno em crescimento (25 a 50 kg)	4,0 a 7,0
Suíno em engorda (50 a 100 kg)	5,0 a 10,0
Suíno em engorda (100 a 150 kg)	7,0 a 15,0
Porca desmamada	5,0 a 10,0
Porca em gestação	10,0 a 20,0
Porca na maternidade	20,0 a 35,0
Cachaço	10,0 a 15,0

Fonte: Barbari & Rossi (1992)

3.2.2.3. Volume de água utilizada para higienização dos galpões

A utilização de água para remoção de fezes e urina, demanda grande volume e promove um incremento significativo no volume de dejetos a ser tratado. O volume de água gasto com limpeza das instalações, depende da disponibilidade de água, da pressão com que a água sai do bico da mangueira, e do número de vezes que as instalações são lavadas, e do preço da água de limpeza. Em decorrência destes fatores, apesar de vários pesquisadores terem se preocupado com o problema, diferentes valores tem sido apresentados com relação ao volume de água gasto por animal. Oliveira (1994) cita que Sobestiansky, verificou uma demanda determinada de água para limpeza de 2 litros por cabeça/dia para animais em recria e de 6 litros por cabeça/dia para porcas. Mas observações a campo realizadas por Oliveira (1994) revelaram valores de consumo de água para limpeza de até 18 litros porca/dia. Oleskiewicz e Koziarski (1981) relatam volumes gastos entre 20 a 40 litros por suíno/dia. Taiganides (1986) revela que o uso de água por suíno em confinamento é da ordem de 20 litros por suíno/dia.

Dartora e Perdomo (1998) estimam a produção de 85 litros por matriz por dia para o sistema de ciclo completo, e 45 litros por matriz por dia em sistema de unidade de produção de leitões (UPL), e 9 litros por cabeça a quantidade diária de dejetos no sistema de produção terminador.

Entretanto, Perdomo e Lima (1998) estimam a produção média de dejetos em 100 litros por matriz por dia para o sistema de ciclo completo, 60 litros por matriz por dia para unidades de produção de leitões (UPL) e 7,5 litros por dia para terminador na região Sul do Brasil.

Um outro aspecto que influencia no aumento dos dejetos líquidos a serem tratados refere-se ao desperdício de água, através de vazamentos em torneiras, furos em mangueiras, bebedouros defeituosos, e etc. Vários pesquisadores têm abordado o assunto e sugerindo medidas de controle do

desperdício(Andreadakis (1992), Oliveira et al. (1992), Perdomo e Lima (1998)).

3.3 – Alternativas propostas para tratamento dos dejetos suínos.

Para diminuir o potencial efeito poluidor dos dejetos suínos, diferentes alternativas têm sido apontadas, tais como Compostagem (Peixoto, 1988; Mariel, 1987); Bioesterqueira e Esterqueira (Gosman e Belli, 1997; Dartora e Perdomo, 1998) e as Lagoas de Estabilização (Andara e Esteban, 1999). Essa última alternativa pela sua importância dentro deste trabalho será discutida em item à parte. Com relação a bioesterqueira e esterqueira são atualmente consideradas formas de armazenamento e beneficiamento dos dejetos suínos e não de tratamento. Isso porque, sabe-se hoje, apresentam baixa capacidade de redução do poder poluente dos dejetos, não atendendo às exigências ambientais que constam na legislação atual. Porém, são técnicas capazes de manter o poder fertilizante dos dejetos suínos, que são ricos em nitrogênio, fósforo e potássio, para uso agrícola (Scherer e Castilhos, 1984) ou enriquecimento do solo para implantação de capineiras (Mariel, 1987 e Dartora e Perdomo, 1998). Porém esta possibilidade de utilização dos dejetos suínos, com sucesso parece depender de vários fatores e merece pesquisas mais profundas e por períodos mais longos. Nos EUA, Sharpley e Carter (1990), durante 20 anos realizaram monitoramento do impacto ambiental da adubação com dejetos suínos no solo e as fontes hídricas, no leste de Oklahoma. Observaram alterações na textura do solo, redução na disponibilidade do conteúdo de fósforo, diminuição da capacidade das plantas em absorvê-lo, aumento da quantidade a ser adicionada de fertilizante fosfatado inorgânico. No Brasil, Segnanfredo (1998), ao analisar o efeito acumulativo das aplicações de dejetos suínos no solo por um período de três anos, constatou concentrações excedentes de NO_3 em torno de 50 a 121% em relação ao limite permitido pela legislação ambiental que é de 10mg/litro em profundidade de 40 a 60 cm.

Com o objetivo de reduzir o potencial efeito poluidor dos dejetos suínos pesquisadores tem sugerido a criação de suínos sobre diferentes materiais utilizados para cama. Posteriormente, a cama que absorveu os dejetos é tratada através de processos de degradação biológica anaeróbia, no local ou em leiras de compostagem. Nessa linha de pesquisa, Tumelero (1998) aponta o sabugo de milho, a maravalha e a serragem como materiais adequados para a confecção de tais camas porque apresentam bom desempenho com relação à absorção de dejetos e acumulação de nutrientes.

Alguns pesquisadores propõem revisão no modelo de criação de suínos visando a redução de problemas ambientais decorrentes dos dejetos. Uma possibilidade seria a criação intensiva de suínos ao ar livre (SISCAL). Submetidos a essa forma de criação os animais permanecem nos piquetes em contato direto com o solo e então seus dejetos são incorporados naturalmente no solo. Entretanto, o SISCAL não é uma unanimidade entre os pesquisadores. Perdomo (1999) discute alguns aspectos da produção de suínos sob esse sistema e o impacto ambiental provocado por ele. Segundo esse pesquisador, o SISCAL pode acarretar deposição de alto níveis de nutrientes em áreas específicas. Salienta ainda que o ato de fuçar e a movimentação natural da espécie representam um risco para a integridade do solo (compactação, erosão) e preservação da cobertura vegetal, podendo poluir o ar e as fontes naturais de água, especialmente em regiões com alta precipitação volumétrica.

3.3.1 – Lagoas de Estabilização.

O termo estabilização usado para denominar estas lagoas se refere à atividade microbiana sobre a matéria orgânica, parte constituinte do dejetos doméstico, industrial e agroindustrial, resultando em compostos orgânicos de menor complexidade e menor potencial poluente. As lagoas de estabilização podem ser classificadas em: a) anaeróbia, b) facultativa, c) maturação ou aeróbia.

As lagoas de estabilização tem sido bastante recomendadas para as condições brasileiras devido ao custo relativamente baixo, o clima favorável com temperaturas elevadas e período de insolação prolongado, necessidade de pouco ou nenhum equipamento, e disponibilidade de área na maioria das propriedades.

3.3.1.1 - Lagoas Anaeróbias:

Segundo von Sperling (1996) "é uma forma de tratamento onde a existência de condições estritamente anaeróbicas é essencial". Sob esta condição microrganismos devem ser capazes de atuar sobre a matéria orgânica degradando-a. Esta condição de anaerobiose estrita, é alcançada quando se efetiva o lançamento de um grande volume de esgoto com elevada concentração de matéria orgânica por unidade de volume da lagoa, superando a produção de oxigênio pelas algas e a incorporação deste por via atmosférica.

O processo de estabilização da matéria orgânica, segundo von Sperling (1996), em lagoas anaeróbias é lento, devido à taxa de reprodução destas bactérias ser lenta, pois reações anaeróbias geram menos energia que as aeróbias. Além do que, a temperatura do líquido, decorrente da incidência solar, tem grande influência nas taxas de reprodução e estabilização, podendo acelerar ou retardar estes processos.

Os processos metabólicos, realizados pelos microorganismos anaeróbios, para a estabilização da matéria orgânica, podem ser divididos em duas etapas; segundo von Sperling (1996):

a) Liquefação e formação de ácidos:

Nesta etapa atuam principalmente bactérias acidogênicas, e não há remoção de matéria orgânica degradável, observa-se apenas conversão da matéria orgânica em ácidos. Observa-se a formação de ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico e principalmente ácido acético. Segundo Henze e Harremoës (1982) uma fração de aproximadamente 70% se converte em

ácido acético. Ocorre ainda a transformação ou degradação de proteínas em aminoácidos, de carboidratos em açúcares solúveis, e de lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa.

b) Metanogênese:

Nesta fase observa-se formação de gás metano (CH_4), gás carbônico e água principalmente. O carbono é removido do meio líquido, no momento em que o metano volatiliza-se para a atmosfera.

Para o adequado funcionamento das lagoas anaeróbias deve-se preservar e estimular o crescimento das bactérias metanogênicas, para que isto ocorra, deve-se manter o ambiente ausente de oxigênio dissolvido, através de uma grande carga de matéria orgânica degradável por volume de lagoa; a temperatura do líquido deve estar acima de 15°C e o pH adequado próximo de 7 (von Sperling, 1996). A temperatura é um fator importante na digestão anaeróbia, pois alterações bruscas podem prejudicar as bactérias metanogênicas. Segundo Cohen (1982) a melhor faixa de temperatura é a mesofílica variando de 30 a 40°C . Em temperaturas abaixo de 15°C as bactérias interrompem o metabolismo ou a digestão anaeróbia, e ocorre a formação de subprodutos que geram maus odores.

Azevedo Araújo (1980) alerta que quantidades excessivas de alguns compostos orgânicos ou inorgânicos como por exemplo a amônia, íons amônio, sulfetos solúveis e sais solúveis de metais como o cobre, o zinco e o níquel, podem interromper o processo de fermentação anaeróbia, comprometendo a função da lagoa anaeróbia.

Segundo von Sperling (1996) a implantação de uma única lagoa anaeróbia, geralmente não é suficiente para remover em sua totalidade a matéria orgânica, assim como promover remoção de coliformes fecais. O autor considera a eficiência da remoção da matéria orgânica degradável nas lagoas anaeróbias em torno de 50 a 60%. E acrescenta que o efluente da lagoa anaeróbia ainda demanda consumo elevado

de nutrientes pelos organismos anaeróbios, e por isso há necessidade de uma unidade posterior de tratamento, e sugere a implantação de uma lagoa facultativa.

Os principais parâmetros que devem ser observados em um projeto para construção de lagoas anaeróbias são (von Sperling, 1996):

Tempo de detenção hidráulica.

É o tempo necessário para que ocorra a reprodução das bactérias anaeróbias. Como foi dito, estas bactérias reproduzem-se lentamente, devido ao fato que as reações de oxidação, que elas realizam, ao degradar a matéria orgânica, geram menos energia que as reações aeróbias. Além disso, deve-se manter estritas condições de anaerobiose, com o lançamento de alta carga de matéria orgânica degradável por volume de lagoa. Estas bactérias se reproduzem e se desenvolvem melhor na faixa de temperatura do líquido entre 20 a 30°C , pois são mesofílicas.

O cálculo do tempo de detenção hidráulica pode ser realizado através da seguinte fórmula:

$$T = V / Q \quad \text{onde:}$$

T = tempo de detenção hidráulica (dias)

V = volume requerido para a lagoa (m^3)

Q = vazão média afluente (m^3/dia)

Quando construídas para tratamento de dejetos humanos, as lagoas anaeróbias tem apresentado tempo de detenção hidráulica variando de três a seis dias (von Sperling, 1996). E segundo o mesmo autor, tempos de detenção inferiores a três dias, poderão promover a saída das bactérias metanogênicas com o efluente da lagoa (fator hidráulico) num período do tempo muito superior ao tempo que as bactérias metanogênicas levam para se reproduzir. Desta forma, não haveria uma população bacteriana estável, e as fases acidogênicas e metanogênicas ficariam comprometidas

Para tratamento de dejetos suínos, pesquisadores têm conseguido boa eficiência de remoção de matéria orgânica biodegradável com tempo de detenção

hidráulica para lagoa anaeróbia entre 35 e 45 dias (Medri, 1997; Dartora e Perdomo, 1998; Delavéquia, 2000).

Segundo Loeher (1974) as lagoas anaeróbias devem ser construídas, com o objetivo e o conhecimento de que nestas lagoas, o que se observa é uma estabilização parcial da matéria orgânica e não a purificação da água para posterior descarga em corpos receptores.

Taxa de aplicação volumétrica:

Também denominado de carga orgânica volumétrica este parâmetro é estabelecido em função da necessidade de se ter um determinado volume da lagoa anaeróbia para a estabilização da carga de matéria orgânica biodegradável que é aplicada.

Para se efetuar o cálculo deste critério a ser observado durante a construção da lagoa anaeróbia, deve-se ter conhecimento do volume requerido para a lagoa em m^3 e da carga de matéria orgânica total do efluente que é constituída da matéria orgânica em suspensão (ou particulada) e mais a matéria orgânica dissolvida (ou solúvel).

O cálculo da Taxa de aplicação volumétrica é feito utilizando-se a fórmula:

$L_v = V / L$ onde:

L_v = taxa de aplicação volumétrica ($kg\ DBO_5/m^3.d$)

V = volume requerido para a lagoa (m^3)

L = carga de DBO_5 total afluente (solúvel mais particulada) ($kg\ DBO_5/d$)

von Sperling (1996) relata que as taxas de aplicação volumétrica mais freqüentemente observadas, para esgoto doméstico, estão na faixa de: $L_v = 0,1$ a $0,3\ kg\ DBO_5/m^3.d$.

c) Profundidade

Segundo von Sperling (1996) as lagoas anaeróbias devem possuir profundidade elevada em torno de 4,0 a 5,0 m para estabilizar matéria orgânica constituinte de dejetos humanos. Este autor argumenta que essa profundidade elevada, garantirá predominância de condições anaeróbias, reduzindo a penetração de radiação solar

evitando que a lagoa trabalhe como facultativa.

Para tratamento de dejetos suínos, Dartora e Perdomo (1998) recomendam que a profundidade da lagoa anaeróbia em torno de 2,2 m é fundamental para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias responsáveis pela degradação da matéria orgânica no meio líquido.

3.3.1.2 - Lagoas Facultativas:

O termo facultativo aplicado a essas lagoas, se refere à presença de microorganismos capazes de realizar estabilização da matéria orgânica, em uma faixa de profundidade da lagoa onde pode ocorrer a presença ou a ausência de oxigênio.

Nesta categoria de lagoas, a estabilização da matéria orgânica, é resultado da ação conjunta de algas e bactérias aeróbias, bactérias facultativas e bactérias anaeróbias. Embora estes microorganismos sejam capazes de degradar a matéria orgânica, eles atuam e sobrevivem em condições diferentes que podem ser assim caracterizadas:

- Zona anaeróbia: caracterizada pela ausência de oxigênio ou condição anaeróbia. von Sperling (1997) acrescenta a essas características a ausência de nitratos, presença de sulfatos ou carbonatos. Esta zona da lagoa situa-se bem próximo ao fundo da lagoa. A matéria orgânica em suspensão (ou particulada) devido a seu peso e por gravidade, precipita e se deposita, sedimentando-se e passa a constituir o lodo do fundo. Este lodo será decomposto por bactérias anaeróbias, resultando em gás carbônico, gás metano, gás sulfídrico e água.
- Zona intermediária ou facultativa: caracterizada pela presença de bactérias facultativas. Estas bactérias estão presentes em um ponto ao longo da profundidade da lagoa, em que a produção de oxigênio pelas algas, presentes na zona aeróbia, se iguala ao

consumo de oxigênio pelas próprias algas e pelos microorganismos decompositores. Este ponto, segundo von Sperling (1996) é denominado oxipausa.

- **Zona aeróbia:** caracterizada pela alta produção de oxigênio pelas algas. Nesta zona observa-se uma relação simbiótica entre algas e bactérias. As bactérias realizam respiração, processo que consome oxigênio e libera gás carbônico. Por sua vez, as algas realizam fotossíntese, processo químico que envolve produção de oxigênio, e consumo de gás carbônico. As algas consomem gás carbônico produzido pelas bactérias e as bactérias consomem o oxigênio produzido pelas algas. O balanço entre quantidade de oxigênio consumido e o produzido, revela que há um excedente de oxigênio. Como o processo fotossintético depende de energia luminosa, observa-se uma maior quantidade de algas próximo à superfície, numa camada superficial de até 50 cm ou até onde possa haver penetração de luz. É portanto, nesta faixa de profundidade que o teor de oxigênio dissolvido será maior.

Segundo von Sperling (1996) pode-se enumerar várias vantagens das lagoas facultativas, dentre elas: satisfatória resistência a variações de carga orgânica; requisitos energéticos praticamente nulos; eficiente na renovação de organismos patogênicos; satisfatória eficiência na remoção de matéria orgânica particulada e solúvel; reduzido custo de operação e de implantação. O mesmo autor aponta as seguintes desvantagens como por exemplo: elevados requisitos de área; dificuldades em satisfazer padrões de lançamento bem restritivos; possibilidade de crescimento de insetos; possível necessidade de remoção de algas do efluente para cumprimento de padrões rigorosos.

As principais características de uma lagoa facultativa são: cor e massa (nata) verde, devido à presença de algas verdes de difícil sedimentação; elevado teor de oxigênio

dissolvido, devido à fotossíntese algal; grande quantidade de sólidos suspensos. (CETESB, 1989).

Os principais parâmetros que devem ser observados ao se elaborar um projeto para construção de lagoas facultativas, segundo von Sperling, 1996 são:

Taxa de aplicação superficial

Como há necessidade de incidência solar sobre uma grande área onde estejam presentes as algas, este critério relaciona-se com a atividade das algas. A maior área de exposição solar, cria condições para a fotossíntese e por conseguinte para estabilização da matéria orgânica e produção de oxigênio.

A fórmula para se calcular a Taxa de Aplicação Superficial é a seguinte:

$$A = L / L_s \quad \text{onde:}$$

A = área requerida para a lagoa (ha)

L = carga de DBO₅ total (solúvel + particulada) afluente (kg DBO₅/dia)

L_s = taxa de aplicação superficial (kg DBO₅/ha.dia)

Tempo de detenção hidráulica

Diz respeito ao tempo que as bactérias demandam para proceder a estabilização da matéria orgânica na lagoa desenvolverem-se e reproduzirem-se. Este critério considera a atividade das bactérias sobre a matéria orgânica biodegradável. A fórmula para se calcular o tempo de detenção hidráulica é a mesma utilizada para lagoas anaeróbias. Para tratamento de dejetos humanos, o tempo de detenção fica entre 15 e 45 dias embora dependa das condições locais, do regime hidráulico do sistema e da Demanda Bioquímica do dejetos a ser estabilizado (von Sperling, 1996).

Com relação a estabilização de dejetos suínos, pesquisadores tem conseguido boa eficiência de remoção para lagoas facultativas com tempo de detenção variando de 30 a 45 dias (Medri, 1997; Dartora e Perdomo, 1998).

Profundidade

As lagoas facultativas não podem ser profundas, porque estas lagoas dependem da atividade fotossintética, que por sua vez depende da penetração de luz. Quanto maior a resistência oferecida para a penetração da luz, mais rápido a luz se extingue e menor a atividade das algas. Alguns fatores como por exemplo a cor, a turbidez da água e a própria concentração de algas pode impedir a passagem da luz. A profundidade das lagoas facultativas, atualmente, tem variado entre 1,5 a 3,0 m, para dejetos humanos (von Sperling, 1996). Com relação a profundidade de lagoas facultativas para estabilização de dejetos suínos, Dartora e Perdomo (1998) sugerem que a profundidade dessas lagoas deve ser em torno de 1,0 m de profundidade útil. Porém, alertam que devem ser dimensionadas com base na carga superficial e do tempo de detenção hidráulica.

As lagoas facultativas são importantes como alternativas de tratamento, principalmente quando precedida de uma lagoa anaeróbia. Segundo levantamento realizado por von Sperling (1996), este sistema apresenta capacidade de remoção da matéria orgânica variando entre 70 e 90% e remoção de coliformes variando de 60 a 99,9%.

3.3.1.3 - Lagoa de Maturação:

O termo maturar tem aqui sentido de dar acabamento, polimento, terminar um processo, atuando sobre o produto que é o efluente formado em passagem por outras lagoas. Este tipo de lagoa situa-se ao final de um sistema de tratamento, geralmente constituído de lagoas anaeróbia e facultativa. A função da lagoa de maturação, num sistema de tratamento, é a remoção de organismos patogênicos e não estabilização de matéria orgânica. As lagoas de maturação devem atingir, segundo von Sperling (1996) elevadíssima eficiência na remoção de coliformes em torno de 99,9% para que se possa atingir os padrões para utilização do efluente para irrigação, ou os padrões para corpos d'água em função da classe a que pertencem segundo a

Resolução CONAMA nº 20, de 1986 (Brasil, 1986).

As lagoas de maturação possuem condições ambientais que são desfavoráveis a sobrevivência de organismos patogênicos, dentre as quais, destacam-se: radiação solar (radiação ultravioleta); elevado pH ($\text{pH} > 8,5$); elevada concentração de OD (favorecendo uma comunidade aeróbia mais eficiente por alimento e na eliminação de patógenos) (Hosetti e Frost, 1998; van Haandel et Lettinga, 1994). Estes autores, acrescentam que essas condições adversas são acentuadas quando se reduz a profundidade das lagoas de maturação.

Segundo Arceivala (1981) as lagoas de maturação são capazes de eliminar totalmente helmintos, cistos e ovos.

Critérios de Projeto:

Segundo von Sperling (1996) os principais parâmetros que devem ser observados, para que a elevada eficiência na remoção de coliformes fecais, seja atingido pela lagoa de maturação se referem à:

Tempo de detenção hidráulica

Embora seja considerado por esse pesquisador o principal critério a ser observado na elaboração do projeto para lagoas de maturação, ele sofre influência de outros fatores como por exemplo do regime hidráulico, da temperatura e da profundidade.

Profundidade

As lagoas de maturação devem possuir baixa profundidade, assim sendo, a fotossíntese e os efeitos da radiação solar (ultravioleta) serão potencializados. A profundidade deve variar entre 0,8 a 1,5 m.

Pearson (1995) afirma que a profundidade da lagoa sendo reduzida, promove redução do tempo de detenção hidráulica, este fato torna as lagoas mais rasas, mais eficientes, devido à maximização da incidência solar, que promove uma desinfecção natural.

Entretanto, Mara (1996) argumenta que deve-se observar os seguintes critérios para construção de lagoas de maturação:

1) Tempo de detenção hidráulica: deve ser de três dias para cada lagoa, evitando-se desta forma curto circuito e varrimento de algas.

2) Taxa de aplicação superficial (La) ($kg\ DBO_5/ha.d$) que deve ser máxima na primeira lagoa, para que não ocorra sobrecarga orgânica.

Influência do Regime Hidráulico na remoção de coliformes

A função das lagoas de maturação em sistemas de tratamento envolvendo lagoa anaeróbia facultativa é a remoção de patógenos e não remoção de DBO_5 . Assim, as lagoas de maturação podem se constituir em redução de custos e de riscos à saúde, caso sejam eficientes na remoção de patógenos, uma vez que descarta a possibilidade de cloração para desinfecção. Portanto, o que caracteriza as lagoas de maturação é a elevadíssima eficiência na remoção de coliformes, que pode variar de 99,9 a 99,99%. Atingidos estes valores pode-se observar a possível utilização do efluente final para irrigação ou lançamento dentro de outros corpos d'água segundo a Resolução do CONAMA nº 20 de 1986 (Brasil, 1986)

Num sistema de tratamento constituído de lagoa anaeróbia, facultativa e lagoa de maturação, a remoção de patógenos ou coliformes deve-se aproximar dos 99,9% no efluente final. Deve-se ficar atento aos aspectos relacionados à profundidade, que é o principal aspecto dimensional dessas lagoas e aos fatores importantes relacionados à profundidade como por exemplo radiação solar, pH acima de 8,5 e elevada concentração de OD.

Porém, um outro aspecto que possui significado relevante e que influencia na eficiência de remoção de coliformes pelas lagoas de maturação, se refere ao Regime Hidráulico. O termo Regime Hidráulico se refere à forma como a massa líquida de um

afluente com dejetos orgânicos e inorgânicos se dispersa ou como se desloca à medida que se adentra para um corpo receptor. A dispersão da matéria orgânica e a sua degradação, assim como a mortandade de organismos ao longo do corpo receptor são características dos diferentes Regimes Hidráulicos. Segundo von Sperling (1996) existem dois tipos principais de Regime Hidráulico no tratamento de esgotos por lagoas de estabilização: fluxo em pistão e mistura completa. Segundo este pesquisador no fluxo em pistão "as partículas do dejetos a ser estabilizado entram continuamente, em uma extremidade do tanque e são descarregadas na mesma sequência em que entraram". As partículas mantêm a sua identidade. Este tipo de fluxo é observado em tanques longos com elevada relação comprimento/largura. Um rio, por exemplo, possui regime de fluxo em pistão. Com relação ao fluxo de mistura completa estão submetidos a este fluxo, reatores ou lagoas de estabilização onde se observa a dispersão das partículas, imediatamente, em todo o corpo do reator, proporcionando em todos os pontos da massa líquida a mesma concentração.

Enquanto nas lagoas anaeróbias o principal evento é a remoção de DBO_5 , nas lagoas de maturação é a mortandade de organismos patogênicos ou a remoção de coliformes fecais. Embora com propósitos ou funções diferenciadas esses diferentes tipos de lagoas sofrem influência do Regime Hidráulico em seus principais eventos. Sendo assim pesquisadores tem proposto modelos matemáticos e fórmulas diferenciadas de acordo com o tipo de dispersão de partículas e a sua degradabilidade ao longo sistema de tratamento. Tanto a remoção de coliformes quanto a remoção de DBO_5 , seguem um "cinética de primeira ordem", ou seja, "a taxa de mortandade dos patogênicos é proporcional à concentração de patógenos em qualquer instante" (von Sperling, 1996).

Lagoas de Alta Taxa de Degradação

Uma variante das lagoas de maturação se refere as Lagoas de Alta Taxa de

Degradação. Esse tipo de lagoa é projetada para ser um processo aeróbio de tratamento secundário análogo ao sistema de lodo ativado. Neste processo, adsorção e oxidação biológica da matéria orgânica em suspensão e dissolvida é estabilizada por microorganismos aeróbios na presença de oxigênio produzido pelas algas.

Manhães (1996) avaliou a relação das interferências climáticas nos meses de janeiro e fevereiro e de julho e agosto de 1996, em uma lagoa de alta taxa de degradação como alternativa de tratamento secundário dos dejetos de suínos em confinamento no Oeste Catarinense. Concluiu-se que para as condições locais do experimento a lagoa de alta taxa de degradação em regime de batelada, é capaz de promover excelentes remoções de carbono. Embora durante o período quente observasse uma maior capacidade depurativa, quando comparada com o período frio. A análise de seus resultados durante o verão indicou eficiência de remoção de 84% para DQO; 96,4% para Nitrogênio e 60,6% para o Fósforo. No período de inverno as remoções foram da ordem de 70,1% para DQO; 60,4% para o Nitrogênio e 23,6% para o Fósforo.

Lagoas de Aguapé

Uma outra modalidade de lagoa de estabilização, seriam as lagoas de aguapés. Embora tenham sido muito recomendadas nas décadas de 70 e 80, atualmente sua implantação, como constituinte único na remoção de matéria orgânica e resíduos, têm sido muito questionada, proporcionando mais problemas que solução. Segundo von Sperling (1996) os aguapés retêm matéria orgânica e metais poluentes apenas pelo sistema radicular, por processo denominado adsorção. O empecilho da utilização dos aguapés, se refere a grande velocidade que estes vegetais crescem e desenvolvem, e por isso devem ser removidos rapidamente. Essa remoção necessita tecnologia, maquinário e transporte rápido, demandando custo elevado. Estes vegetais quando morrem por gravidade vão para o fundo da lagoa entrando em se

decomposição. Posteriormente, todo o poluente removido, integrado as raízes se solubiliza, juntamente com a matéria orgânica da planta morta, superando a capacidade de adsorção do sistema radicular, dos vegetais sobreviventes. Por isso a remoção deve ser realizada periodicamente

Lagoas de aguapé são agora recomendadas como uma fase do tratamento do resíduo orgânico, denominado tratamento terciário. Os pesquisadores Dartora e Perdomo (1998), recomendam lagoas de aguapé como eficiente tratamento terciário para remoção de nitrogênio e fósforo. Neste caso o tratamento terciário deve ser precedido de lagoas facultativas (tratamento secundário) e estas precedidas de tratamento primário (lagoas anaeróbias). Recomendam ainda estes autores que se deve retirar 1/3 de vegetação quando essa atingir 100% da área de superfície das lagoas, para que as plantas não morram por falta de espaço e nutrientes e se dirijam para o fundo da lagoa.

3.3.2 - O modelo "australiano"

A associação de lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação interligadas formando um sistema único de tratamento de dejetos, foi denominado de sistema australiano. O objetivo é aumentar a eficiência do sistema, utilizando a característica de cada uma das diferentes lagoas para estabilizar a matéria orgânica e de remover patogênicos.

No Brasil, o "sistema australiano" para tratamento de dejetos suínos tem sido alvo de constantes pesquisas de avaliação como alternativa para minimizar o impacto poluente dos dejetos suínos e seus impactos ambientais. Um bom exemplo é o trabalho realizado por Medri (1997) ao avaliar o desempenho de um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos. Construído em escala real, o sistema avaliado constituiu-se de um decantador de palhetas e de quatro lagoas de estabilização dispostas em série: duas

anaeróbias seguidas de uma facultativa e uma de aguapés.

Os objetivos do trabalho de Medri (1997) foram buscar parâmetros reais de funcionamento das lagoas para elaboração e ajustamento de equações que pudessem estimar custos de capital e operacional, possibilitando gerar "um modelo de otimização do sistema". Realizou-se o monitoramento do sistema, num período de 20 meses, através de amostras coletadas nos afluentes e efluentes do decantador e das lagoas, ao longo do fluxo das mesmas. Foram analisados os seguintes parâmetros: sólidos totais (ST), fixos, voláteis; DQO_t, DBO₅, Nitrogênio total (NTK), Fósforo total (PT), Coliformes totais, pH, e temperatura. O autor concluiu que quando se deseja apenas a remoção de matéria orgânica (DBO₅), o modelo determina que se construam as lagoas anaeróbias maiores que as facultativas, e quando se pretende a remoção de ambos os parâmetros: DBO₅ e Nitrogênio, em porcentagens iguais, o modelo determina a construção das lagoas facultativas maiores que as anaeróbias.

Eficiência de Remoção (E%)

Pode-se determinar a Eficiência de Remoção, tanto de matéria orgânica quanto de coliformes fecais presentes no dejetos bruto, em cada uma das etapas do tratamento do sistema "australiano" através da seguinte fórmula (von Sperling, 1996):

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100 \quad \text{onde:}$$

E = Eficiência de remoção (%)

C_o = Concentração afluente do poluente (mg/L)

C_e = Concentração efluente do poluente (mg/L)

Constante de Degradação Biológica (K)

Nesse trabalho vamos considerar que o sistema obedece ao regime hidráulico dentro do modelo de mistura completa obedecendo a uma cinética de primeira

ordem para remoção de matéria orgânica e de coliformes fecais. Desta maneira podemos calcular a constante de degradação biológica através da fórmula:

$$K = \frac{\left(\frac{S_o}{S_{\text{efflu}}} \right) - 1}{T_{\text{DH}}} \quad \text{onde:}$$

K = constante de degradação biológica;

S_o = concentração no afluente de DBO₅ em mg/litro;

S_{efflu} = concentração no efluente de DBO₅ em mg/litro;

T_{DH} = tempo de detenção hidráulica.

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1 – Caracterização da propriedade em estudo:

A propriedade escolhida para avaliação de eficiência no tratamento de dejetos, localiza-se próximo ao município de São José da Lapa, 20 km de Belo Horizonte (MG). A propriedade possui área total de 120 ha e tem na suinocultura sua principal atividade.

Nesta propriedade, o plantel suíno é constituído de 320 matrizes, realiza inseminação artificial e comercializa 80% dos leitões até os 60 dias de vida. As matrizes são distribuídas em dois galpões de 35 m de comprimento, 10 m de largura, e 5 m de altura. Os galpões possuem ventilação natural e piso em concreto armado. As matrizes permanecem em gaiolas suspensas, recebem água em bebedouros do tipo chupeta (automáticos). O número de leitões desmamados e terminados por parto é de 9,5 e 9,2 respectivamente. E o número de partos/porca/ano é de 2,2 com índice de 20 terminados/porca/ano. Os galpões onde permanecem os leitões até a idade de 60 dias, possui 30 m de comprimento, 15 m de largura, e 4 m de altura. Recebem alimentação em comedouros automáticos de aço, com abertura regulável. Os bebedouros são do tipo chupeta, e a alimentação é composta de ração balanceada, misturada na propriedade, com

aquisição de milho, farelo de soja, trigo e "premix". Os animais permanecem em baias com piso compacto e lâmina d'água, em grupos de 10 a 12 animais. Durante três vezes por semana o galpão de recria era lavado com jato de água de poço artesiano, carreando fezes e urina. No fundo das baias os dejetos são mantidos em lâminas d'água por dois dias, quando então a higienização é novamente realizada.

4.2 – O sistema de tratamento de dejetos de suínos na propriedade:

O sistema de tratamento de dejetos de suínos, em escala real, é constituído de dois gradeadores e de quatro lagoas de estabilização. Os gradeadores foram construídos em disposição paralela, e situam-se a jusante do galpão de recria. Os gradeadores tem as seguintes dimensões: 3,10 m de comprimento, 1,80 m de largura e 1,70 m de profundidade, sendo construído em alvenaria e permanecendo descoberto todo o tempo. Embora tenham sido construídos seis gradeadores, somente dois

eram utilizados para tratamento primário do dejetos na rotina. Os gradeadores 1 e 2 apresentam no lado frontal uma peneira de aço com abertura de 4 mm (Fig. 2). A porção de dejetos que não atravessa a peneira, deposita-se no fundo dos gradeadores, sendo posteriormente sugados com uma mangueira e transferidos para um caminhão tanque. Esse material é lançado como adubo orgânico para formação de capineira.

Constituem ainda o sistema quatro lagoas de estabilização sendo: uma lagoa anaeróbia, uma facultativa, e duas de maturação. A Tab. 6 abaixo fornece as dimensões de cada uma das lagoas. As lagoas foram construídas em disposição em série, possuem forma retangular e a distância entre uma e outra lagoa é de 3 m. As lagoas não tem fundo e nem bordas laterais revestidos, não possuem aeradores mecânicos, e também não possuem misturador. O espaço entre as lagoas é revestido de capim "quicuío".

Tabela 6 – Características físicas das lagoas de estabilização de dejetos suínos no sistema em avaliação durante o ano de 2002.

Dimensões	Lagoa			
	Anaeróbia	Facultativa	Maturação 1	Maturação 2
Profundidade (m)	1,2	1,35	1,12	1,01
Comprimento (m)	10,0	10,0	12,0	15,0
Largura (m)	8,0	8,5	8,0	8,0
Volume (m ³)	96	114,75	107,5	121,2

Aspectos descritivos da lagoas

Na lagoa anaeróbia observamos massa de líquido de coloração cinza escura, onde se via desprendimento de bolhas de gás, e freqüentemente sentia-se odor desagradável. As bordas da lagoa apresentavam-se assoreadas, principalmente na lateral da lagoa onde o

dejetos era lançado. O dejetos bruto era despejado sobre a lagoa anaeróbia através de um cano suspenso, instalado 1,5m acima do nível da lâmina d'água e durante o momento de higienização dos galpões quando a vazão era maior, o impacto do despejo promovia revolvimento do lodo de fundo e da massa de líquido da lagoa.



Figura 01- Vista geral do sistema com gradeadores e lagoas seriadas.



Figura 2 – Detalhamento dos gradeadores após higienização das baias.



ESCOLA DE VETERINÁRIA
BIBLIOTECA
DA UFMG

Figura 3 – Vista lateral da lagoa anaeróbia: detalhe do assoreamento lateral.

A lagoa facultativa apresentou-se com uma massa de líquido cinza-esverdeada, e sem assoreamento nas bordas laterais das lagoas. O efluente da lagoa anaeróbia era lançado no nível dessa segunda lagoa (Fig. 3) e não promovia revolvimento da massa de líquido. Não percebemos odor desagradável próximo a essa lagoa.

As lagoas de maturação apresentaram-se recobertas de nata marrom-esverdeada sobre a lâmina d'água, observada de forma mais acentuada na lagoa de maturação II. Não percebemos assoreamento nas bordas laterais. A presença de patos silvestres ("paturis") era vista com frequência na última lagoa (Maturação II).

4.3 - A dinâmica do processo de tratamento de dejetos:

Os dejetos provenientes do galpão de recria eram conduzidos por gravidade através de tubulações de pvc de 100 mm até o gradeador. A água para higienização dos galpões, era retirada de poço artesiano, e lançada com um jato de alta pressão sob o piso, removendo fezes e urina. O processo de lavagem era realizado três vezes por semana, em dias alternados. O dejetos líquido caía nas canaletas e escoava por gravidade através de tubulações de pvc até os gradeadores. A porção sólida que se depositava no fundo dos dois gradeadores era retirada periodicamente e não sofria nenhum tipo de tratamento prévio antes de ser lançado diretamente numa área de capineira de 10 ha.

Nos gradeadores a porção líquida atravessava uma peneira de malha de aço 4 mm e era captada por tubulação de pvc e lançado na lagoa anaeróbia. Esta lagoa ficava distante 10 m do gradeador. As lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II eram interligadas por tubos de pvc na forma de sifões. O efluente da lagoa anaeróbia era lançado na lagoa facultativa que por sua vez lançava o seu efluente na lagoa da maturação I. A lagoa de maturação II recebia o efluente da lagoa de maturação I.

Para avaliação técnica da eficiência do sistema de tratamento dos dejetos implantados nesta propriedade, foram avaliados os parâmetros físico-químicos e biológicos no dejetos bruto e nos efluentes de cada uma das lagoas de estabilização. Avaliou-se também os aspectos estruturais e a dinâmica do sistema.

4.4 - Pontos de coleta:

Os pontos de coleta encontram-se demarcados na Figura 4. Esses pontos referem-se a coleta do dejetos bruto e dos efluentes que saem de cada uma das lagoas.

- Amostra 1: dejetos bruto
- Amostra 2 : efluente do gradeador
- Amostra 3: efluente da Lagoa anaeróbia
- Amostra 4 :efluente da Lagoa facultativa
- Amostra 5: efluente da Lagoa maturação I
- Amostra 6 :efluente da Lagoa de maturação II

Sistema de Tratamento em Avaliação

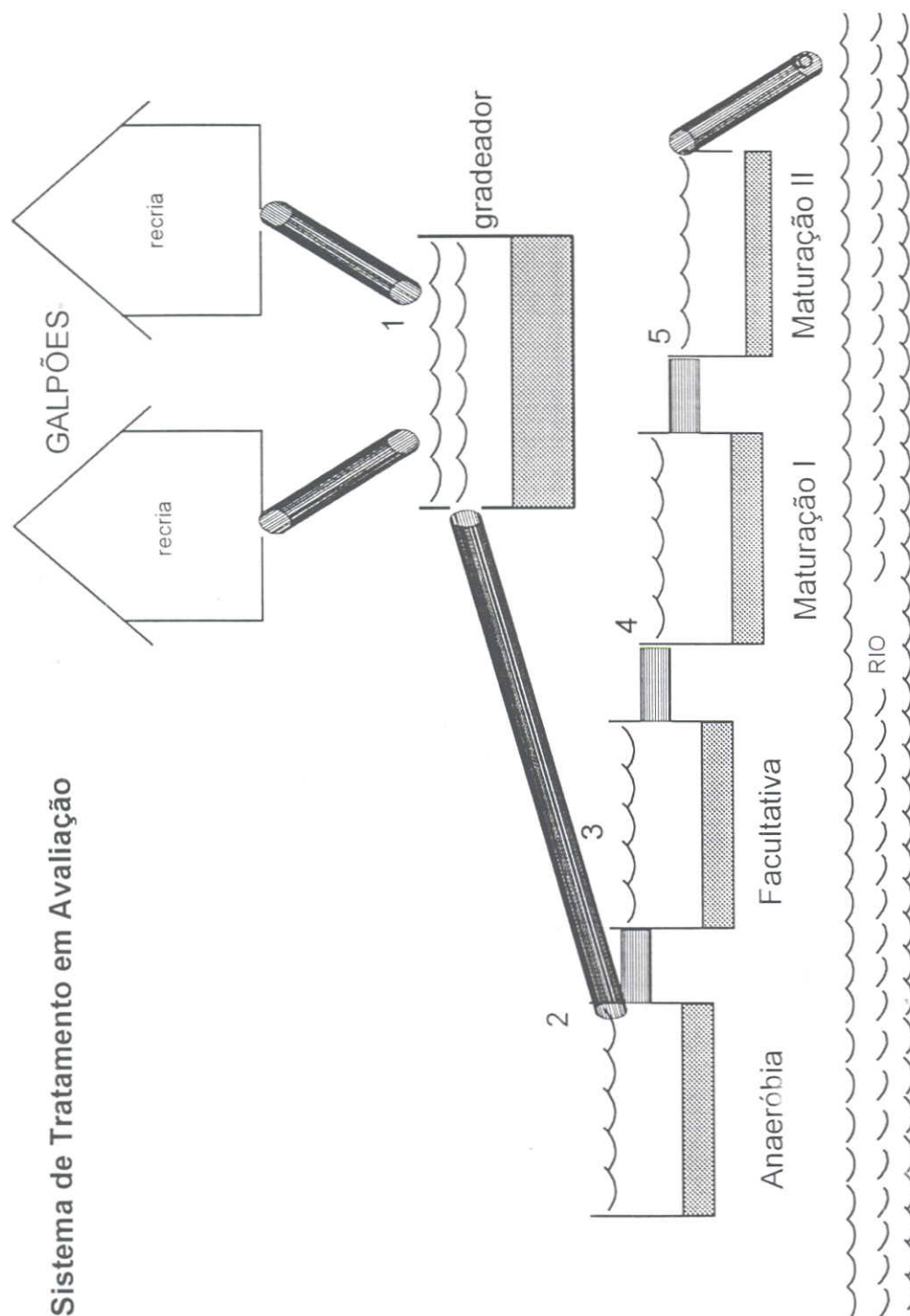


Figura 4 – Sistema de tratamento em avaliação.

4.5 – Periodicidade das coletas:

As coletas foram feitas uma vez por semana (totalizando 43 semanas) no período de janeiro à dezembro de 2002. Sempre durante o momento de higienização dos galpões de recria, entre 9:30 às 10:30 h.

As amostras foram coletadas com frasco âmbar de boca larga, previamente lavados com detergente neutro e enxaguados com água bidestilada. As amostras foram transportadas, imediatamente, em caixa de isopor, até o Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária (UFMG) para se efetuar as análises físico-químicas e biológicas planejadas.

4.6 – Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos Avaliados:

4.6.1 – Parâmetros Físico-Químicos

4.6.1.1 – Temperatura:

Sabe-se que a temperatura afeta o metabolismo bacteriano e desta forma as taxas de oxidação das matérias carbonácea e nitrogenada podem sofrer incremento ou não (von Sperling, 1996).

Em termos gerais, as taxas da maioria das reações químicas e biológicas aumentam com a temperatura. Nas reações químicas, o que se tem observado, de maneira geral, é que a velocidade da reação dobra a cada aumento de 10° C na temperatura, proporcionada pelo aumento do contato entre as moléculas dos reagentes. Nas reações químicas biológicas, a tendência de um aumento das taxas mantém-se a aproximadamente até uma certa temperatura ótima. Acima desta temperatura, a taxa decresce, provavelmente, devido à destruição das enzimas sob temperaturas elevadas (Sawyer e Mc Carty, 1978).

Segundo Oliveira (1993), no processo de digestão anaeróbia, a temperatura exerce influência direta, sendo um fator limitante, pois as bactérias anaeróbias são muito sensíveis a variações de temperatura, sendo que uma pequena oscilação pode

interromper completamente a produção de gás metano, com conseqüente acúmulo de ácidos voláteis. Quando as condições ótimas de digestão anaeróbia são prejudicadas, ocorre um aumento nas concentrações de ácidos voláteis, conseqüência de um desequilíbrio no processo, gerando maus odores.

Além da conseqüente diminuição do metabolismo bacteriano, devido ao fator aumento de temperatura, dois outros fatores e suas conseqüências são apontados por von Sperling (1996):

- elevações da temperatura diminuem a solubilidade dos gases como por exemplo o Oxigênio;

- elevações de temperatura aumentam a taxa de transferência de gases, o que pode gerar mau cheiro, no caso de liberação de gases com odores desagradáveis.

von Sperling (1996), reforça que a temperatura deve proporcionar condições para as reações bioquímicas de remoção dos poluentes.

Neste estudo mediu-se a temperatura atmosférica, e temperatura dos líquidos no interior dos gradeadores 1 e 2, assim como a temperatura na lagoa anaeróbia e nas lagoas facultativas. Para medir a temperatura utilizou-se aparelho eletrônico Corning 45 HE, introduzindo-se o cabo do eletrodo até a profundidade de 50 cm

4.6.1.2 – Potencial Hidrogeniônico (pH):

O pH representa a concentração de íons hidrogênio (H⁺) em escala anti-logarítmica, dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade, ou alcalinidade da água. A faixa de pH varia de 0 (zero) a 14 (quatorze). Os valores de pH menores que 7 indicam condições ácidas; o pH igual a 7 indica condições de neutralidade; e valores de pH maiores que 7 indicam condições básicas.

Os valores de pH são influenciados por uma maior ou menor concentração de sólidos dissolvidos e gases dissolvidos.

É importante determinar os valores de pH tanto em águas de abastecimento quanto em águas residuárias e em corpos receptores porque tais valores afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos.

Como metodologia para dosagem de pH empregou-se o medidor de pH digital marca Corning 45 HE, cujo eletrodo foi mergulhado no líquido coletado, e feita a leitura direta.

4.6.1.3 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

É um dos métodos indiretos de medição da matéria orgânica em corpos d'água e esgotos. A matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos é a principal causadora de poluição das águas. O consumo de oxigênio dissolvido (OD) está diretamente relacionado com maior ou menor presença de matéria orgânica.

A DBO₅ "retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, portanto, do carbono orgânico biodegradável"(von Sperling, 1996).

A estabilização completa da matéria orgânica, em termos práticos, necessita de vários dias (cerca de 20 dias ou mais para esgotos domésticos). Este tempo gasto para estabilizar totalmente a matéria orgânica convencionou-se chamar de Demanda Última de Oxigênio (DBO_u). Entretanto, para evitar que o teste de laboratório ficasse sujeito a demora de vinte dias e para permitir a comparação de diversos resultados, foram efetuadas algumas padronizações: convencionou-se proceder à análise no 5º dia (DBO₅); e padronizou-se que o teste fosse feito à temperatura de 20°C, já que temperaturas diferentes poderiam interferir no metabolismo bacteriano.

Neste trabalho determinamos a DBO₅ seguindo-se a seguinte técnica: determinamos a concentração de oxigênio dissolvido na amostra no mesmo dia da coleta; cinco dias após, determinamos o

oxigênio dissolvido na amostra que foi mantida em frasco fechado e incubada a 20^o C. A diferença entre o teor de oxigênio dissolvido no dia da coleta, e o oxigênio cinco dias após, é o valor de DBO₅ em mg/l

4.6.1.4 – Demanda Química de Oxigênio (DQOt)

É um outro método indireto de medição de matéria orgânica. A DQOt mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica.

A DBO₅ relaciona-se a uma oxidação bioquímica da matéria orgânica realizada inteiramente por microrganismos. Já a DQOt corresponde a uma oxidação química da matéria orgânica obtida através de um forte oxidante (dicromato de potássio em meio ácido) (von Sperling, 1996)

Uma das críticas que se tem feito ao teste de DQOt é que quando se realiza a oxidação química com auxílio de um oxidante forte, tanto a matéria orgânica biodegradável quanto a matéria inerte são oxidadas, e portanto não é possível através desse teste determinar quanto de cada uma foi oxidada.

Para determinação de DQOt nas amostras empregou-se a técnica e os procedimentos descritos pelo "Standard Methods" (APHA-AWWA-WEF, 1992).

4.6.1.5 – Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, e Sólidos Totais Fixos

Desconsiderando os gases dissolvidos na água, todos os outros contaminantes da água fazem parte da carga de sólidos. Por essa razão, os sólidos são analisados separadamente, antes de se apresentar os diversos parâmetros de qualidade da água. Simplificadamente, os sólidos podem ser classificados de acordo com a) o seu tamanho e estado ou b) as suas características químicas e c) a sua decantabilidade. Sendo assim, a seguinte classificação sugerida por von Sperling, (1995) pode ser estabelecida:

Sólidos nos esgotos:

a) Classificação por tamanho e estado:

Sólidos suspensos:

- fixos
- voláteis

Sólidos dissolvidos

- fixos
- voláteis

b) Classificação pelas características químicas:

- sólidos voláteis (corresponde à matéria orgânica biodegradável)
- sólidos fixos (representa a matéria orgânica inerte)

c) Classificação pela decantabilidade:

- sólidos em suspensão sedimentáveis;
- sólidos em suspensão não sedimentáveis;

A manutenção e controle do processo de digestão anaeróbia depende, entre outros fatores, da matéria orgânica presente. Este acompanhamento é feito através da medida dos sólidos totais e voláteis. O sólidos voláteis nos dão uma estimativa da matéria orgânica biodegradável existente no dejetos a ser estabilizado ou degradado pelos microrganismos.

Para determinação dos sólidos empregamos a metodologia descrita pelo "Standard Methods" (APHA- AWWA-WEF,1992).

A diferença entre os valores dos sólidos totais e os sólidos totais voláteis nos fornece o valor de sólidos totais fixos que por sua vez corresponde a matéria mineral inerte.

4.6.1.6 – Nitrogênio amoniacal:

Dentro do Ciclo do Nitrogênio na biosfera, este alterna-se entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas:

- nitrogênio molecular (N_2) (escapando para a atmosfera);
- nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão);
- amônia livre ($-NH_3$ e ionizada $-NH_4$);
- nitrito (NO_2);
- nitrato (NO_3).

Em relação a tratamento de esgotos o nitrogênio é importante devido :

- é um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos, por exemplo bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*;
- quando as bactérias do gênero *Nitrosomonas*, realizam o processo de nitrificação, o nitrogênio presente na forma de amônia é convertido a nitrito e deste a nitrato. Este processo consome oxigênio dissolvido no meio líquido. O gasto de oxigênio para que este processo ocorra compromete a sobrevivência de espécies e pode promover alteração na constituição das espécies, de fitoplâncton e zooplâncton, que compõe a comunidade aquática. Além do que a amônia em sua forma livre é tóxica para os peixes, e se não for convertida pode promover a morte desses animais.

Por outra via quando o nitrogênio é convertido o processo de conversão do nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação) que eventualmente pode ocorrer numa estação de tratamento de esgotos, implica em:

- a – economia de oxigênio e alcalinidade (quando realizado de forma controlada);
- b – deterioração de decantabilidade do lodo (quando não controlado).

Grande parte dos compostos orgânicos nitrogenados é constituída de proteínas e produtos de degradação de proteínas. A hidrólise de proteínas produz aminoácidos que em condições anaeróbias liberam, entre outros produtos, algumas substâncias de mau odor como mercaptanas, aminas, fenol, sulfeto de hidrogênio e gás amônia. Outros produtos afins da degradação de aminoácidos são os ácidos orgânicos, álcoois e, finalmente, o dióxido de carbono e o gás metano.

Segundo von Sperling (1996) nos esgotos domésticos, as formas predominantes em que se encontra o nitrogênio são o nitrogênio orgânico e a amônia. Estes dois

podem ser determinados em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). As outras formas de nitrogênio são de menor importância nos esgotos afluentes a uma estação de tratamento.

NTK = amônia + nitrogênio orgânico (forma predominante em esgoto doméstico)

NT = NTK + NO_2^- + NO_3^- (nitrogênio total)

O nitrogênio total é a soma do nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos. O nitrogênio amoniacal representa a proporção de nitrogênio que está na forma de amoníaco NH_3 e NH_4^+ . Segundo Taiganides (1997) no dejetos suíno, a maioria do nitrogênio está na forma amoniacal, com exceção em processos aeróbios, pequena porção do nitrogênio transforma-se em nitratos (NO_3^-). O autor alerta que os nitratos se convertem em risco para a saúde do homem e dos animais quando excedem o limite de 45 e 10 mg/l, respectivamente.

Com relação a amônia, quando em solução pode estar na forma iônica (NH_4^+) ou como gás dissolvido (NH_3). Na digestão anaeróbia a amônia encontra-se na forma iônica, pois o pH é cerca de 7. A amônia na forma gasosa é inibidora a uma concentração bem menor que na forma iônica. Para concentrações de NH_3 superiores a 150 mg/l a digestão passa a ser inibida. Por isso o acompanhamento de NH_4^+ , durante o processo de biodigestão, pode ser útil na detecção da causa de eventuais problemas.

A amônia existe em solução tanto na forma de íon NH_4^+ como na forma livre, não ionizada NH_3 . A distribuição relativa assume (von Sperling, 1996) a seguinte forma em função dos valores de pH:

- pH < 8.....praticamente toda a amônia na forma de NH_4^+
- pH = 9.5.....aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4^+
- pH > 11.....praticamente toda a amônia na forma de NH_3

Assim pode-se ver que na faixa usual de pH, próxima à neutralidade a amônia

apresenta-se praticamente na forma ionizada. Isto tem importantes consequências ambientais, pois a amônia livre é tóxica aos peixes em baixas concentrações.

Neste trabalho a determinação do nitrogênio amoniacal no dejetos bruto e nos efluentes de cada lagoa, foi realizada conforme a metodologia descrita no "Standard Methods" (APHA-AWWA-WEF, 1992).

4.6.1.7 – Fósforo Total:

O fósforo na água apresenta-se principalmente na formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água (PO_4^{4-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) dependem do pH, sendo a mais comum na faixa usual de pH o HPO_4^{2-} . Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. O fósforo orgânico é normalmente de menor importância (von Sperling, 1997).

Embora não apresente problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, o fósforo é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos, levando a um processo denominado eutrofização (von Sperling, 1995).

Entretanto, o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. A ação antropogênica tem adicionado fósforo a ambientes aquático de várias formas entre elas, através de: dejetos domésticos, industriais, detergentes, fertilizantes e excrementos de animais. Segundo Arceivala (1981) e van Handel e Lettinga (1994), existem basicamente dois principais mecanismos de remoção de fósforo:

- o primeiro através da precipitação de fosfatos em condições de pH elevado:

nesta situação se incluem os ambientes de lagoas rasas (de maturação onde a incidência solar é alta, a proliferação de algas é intensa e o processo fotossintético muito favorecido. Nessas condições onde o pH pode atingir valores acima de 8, observa-se precipitação de fosfatos. Segundo van Handell e Lettinga (1994) a eficiência de remoção pode atingir até 90% em lagoas rasas e de pH elevado. Em lagoas facultativas e aeradas, segundo von Sperling (1996) pode atingir a faixa de 60 a 90% a remoção de fosfatos;

- o segundo se refere a incorporação de fósforo orgânico como parte constituinte do material celular de algas: como elemento estrutural o fósforo é absorvido e torna-se constituinte da parede celular das algas. Porém, calcula-se que apenas 5% do fósforo presente no afluente seria removido desta forma, portanto muito pouco significativo.

Neste trabalho determinamos o fósforo total no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa, e de maturação I e II segundo a técnica descrita pelo "Standard Methods" (APPHA- AWWA-WEF, 1992).

4.6.2 – Parâmetros Biológicos

4.6.2.1 – Coliformes Fecais:

Devido as suas baixas concentrações, a detecção de agentes patogênicos, principalmente bactérias, protozoários e vírus em uma amostra d'água são extremamente difíceis, e então um grande volume de água deveria ser amostrado para que fosse detectado um único organismo patogênico. Ou seja, a concentração final de patogênicos por unidade de volume em um corpo d'água é muito reduzida.

Consegue-se superar este obstáculo, criando-se o estudo dos chamados organismos indicadores de contaminação fecal. Tais organismos não são patogênicos,

mas fornecem indicação satisfatória de quando a água apresenta contaminação por fezes humanas ou de animais e, por extrapolação, a sua potencialidade para transmitir doenças. Os organismos comumente utilizados com tal finalidade são as bactérias do Grupo Coliforme.

Segundo von Sperling (1995), as principais razões para a utilização do Grupo Coliforme como indicadores de contaminação fecal são:

- de 1/3 a 1/5 do peso das fezes humanas é constituído de bactérias do Grupo Coliforme. Com isso, a probabilidade de que sejam detectados após o lançamento é muito superior à dos organismos patogênicos;
- os coliformes apresentam resistência aproximadamente similar à maioria das bactérias patogênicas intestinais. Essa característica é importante, pois não seriam bons indicadores de contaminação fecal se morressem mais rapidamente que o agente patogênico;
- as técnicas bacteriológicas para detecção de coliformes são rápidas e econômicas.

Para determinação da presença de coliformes fecais empregou-se a Técnica dos Tubos Múltiplos (NMP), descrita em Pelczar e Reid (1981). Esta técnica objetiva estimar o número mais provável de bactérias do Grupo Coliforme numa amostra de água.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO:

5.1 – Parâmetros Físico-Químicos

5.1.1 – Temperatura:

A tabela abaixo apresenta os valores máximos, média anual e temperatura mínima verificadas durante o período de janeiro à dezembro de 2002, em cada uma das lagoas.

Tabela 7 – Valores máximo, médio e mínimo de temperatura no dejetto bruto e nas lagoas de estabilização no sistema de tratamento em avaliação.

Parâmetro	Valor	Dejeto bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação 1	Maturação 2
Temperatura (°C)	Máxima	27,5(±1,5)	29,0(±0,5)	28,3(±0,5)	28,6(±0,5)	26,8(±1,0)
	Média	25,0(±0,5)	24,2(±0,5)	23,0(±1,0)	22,6(±0,5)	22,0(±1,0)
	Mínima	24,5(±0,5)	21,0(±0,5)	19,0(±0,5)	19,0(±1,0)	18,6(±0,5)

A temperatura é um fator de destacada importância para a ocorrência do processo de digestão anaeróbia. As bactérias anaeróbias que estabilizam a matéria orgânica nessas lagoas atuam melhor, e portanto, aumentam a eficiência de remoção da lagoa numa faixa de temperatura entre 20 e 35°C.

A expressão "faixa de temperatura" tem sido usada freqüentemente, pois ainda não se determinou com exatidão a temperatura onde a atuação dos microrganismos anaeróbios atinge maior eficiência. Assim, pesquisadores têm indicado temperatura acima de 15°C (von Sperling, 1996), na faixa de 30 a 40°C (Cohen, 1982), entre 20 e 30°C (Merkel, 1981), e entre 30 e 37°C (Morga, 1983). Segundo Cohen (1982) em temperaturas abaixo de 15°C as bactérias param de produzir gás metano interrompendo o processo e gerando subprodutos que originam maus odores. Segundo Morga (1983), em temperaturas inferiores a 10°C, ocorre uma menor produção de gás metano, comprometendo o processo de digestão anaeróbia.

A temperatura média anual verificada na lagoa anaeróbia foi de 24,2°C (±0,5). Este

valor encontra-se dentro da faixa de temperatura observada pelos pesquisadores citados acima. Portanto, a temperatura não foi um fator que influenciasse negativamente a remoção de matéria orgânica, principal característica da lagoa anaeróbia.

Condições favoráveis ao processo fotossintético como temperatura atmosférica média anual de 22°C (média anual), prevalência de alta luminosidade (radiação solar) e o vento foram observadas durante o período de coleta. Portanto, neste trabalho, as condições ambientais influenciaram positivamente o processo fotossintético que ocorreu na lagoa facultativa e, principalmente nas lagoas de maturação I e II evidenciando aspecto verde da água dessas lagoas. Porém, observamos com freqüência uma massa verde, recobrendo 2/3 da superfície das lagoas de maturação I e II. Possivelmente essa massa se constituía de algas que proliferaram de forma intensa, devido à condições favorecedoras do ambiente (luminosidade) em associação com o excesso de nutrientes (nitrogênio e fósforo) presentes nos efluentes.

5.1.2 – Potencial Hidrogênionico (pH):

Tabela 8 – Valores máximo, médio e mínimo de pH obtidos no dejetto bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.

Parâmetro	Valor	Dejeto bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação I	Maturação II
pH	Máximo	8,9	8,5	8,7	9,1	9,6
	Médio	6,7	7,0	7,7	8,2	8,3
	Mínimo	5,1	6,5	7,0	7,1	7,6

Os valores médios de pH observados para o dejetto bruto e os efluentes de cada uma das lagoas, se encontram dentro da faixa de pH verificado em trabalhos semelhantes (Konzen, 1980; Coutinho, 1988).

Com relação ao pH do dejetto bruto proveniente de animais em recria, obtivemos valor de pH médio (anual) de 6,7 e valor mínimo de 5,1 (Tab. 8). Pesquisa realizada por Konzen (1980) para caracterizar a constituição físico-química dos dejetos suínos em fase de crescimento e recria, aponta valor médio de pH igual a 6,94. Consideramos os valores de pH obtidos por Konzen (1980) e o verificado neste trabalho muito próximos. Justificamos esta proximidade devido ao fato que nos dois experimentos, os dejetos pertenciam a animais de mesma categoria, e portanto receberam alimento balanceado (constituição química) que atendesse às necessidades metabólicas e capacidade de absorção semelhantes.

No efluente da lagoa anaeróbia verificamos pH médio anual igual a 7,0. Este valor encontra-se dentro da faixa de pH observado por Medri (1997) analisando lagoas anaeróbias como parte integrante de um sistema de tratamento. Nessas lagoas, as bactérias metanogênicas atuam sobre ácidos graxos voláteis, ácido láctico e etc, formados na etapa acidogênica, terminando com a produção de gás metano e gás sulfídrico. O carbono é removido do meio líquido, pelo fato do gás metano escapar para a atmosfera. Para que todo este processo microbiológico ocorra uma das condições ambientais necessária à sobrevivência das bactérias metanogênicas é que o pH esteja próximo de 7. Como as bactérias metanogênicas são muito sensíveis a alterações ambientais, estas bactérias poderiam se extinguir ou reduzir sua população, comprometendo o processo de digestão anaeróbia e promovendo geração de maus odores. Desta forma, o pH observado na lagoa anaeróbia (média anual igual a 7,0) não foi um fator limitante para o crescimento das bactérias metanogênicas de maneira a comprometer a função da lagoa anaeróbia dentro do sistema de tratamento.

A lagoa facultativa apresenta valor médio de pH igual a 7,7. Segundo von Sperling (1996) o pH das lagoas facultativas varia ao longo da profundidade e ao longo do dia; e acrescenta que dependendo do processo bioquímico em andamento ou prevalência do processo o pH pode se elevar (pH básico) ou pode se reduzir (pH ácido). Assim, durante o processo fotossintético observa-se consumo de CO_2^- e o íon bicarbonato (HCO_3^-) do dejetto se converte a OH^- , então o pH se eleva. Entretanto, quando predomina a respiração bacteriana observa-se a produção de CO_2 e o íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a se converter a H^+ , e assim o pH se reduz.

Devido ao processo fotossintético que atinge altas taxas durante o período de maior insolação, o pH da lagoa pode atingir valores próximos de 10. Segundo von Sperling (1996) nestas condições de elevado pH, pode-se observar os seguintes fenômenos:

- Conversão da amônia ionizada (NH_4^+) à amônia livre (NH_3) que é tóxica mas volatiliza-se para a atmosfera;
- Precipitação dos fosfatos e portanto remoção de nutrientes;
- Conversão de sulfeto de hidrogênio ou gás sulfídrico (H_2S) que promove mau cheiro num composto chamado bissulfeto (HS^-) que é inodoro.

A elevação dos valores de pH 7,0, observado na lagoa facultativa, para pH 8,0 na lagoa de maturação I e de 8,7 na lagoa de maturação II pode ser justificada por um aumento da atividade fotossintética. Nas lagoas de maturação I e II o processo fotossintético é muito mais predominante, que nas lagoas facultativas. Em decorrência desse processo o pH nas lagoas de maturação, foi maior que na lagoa anaeróbia. O elevado valor de pH nas lagoas de maturação I e II pode ter contribuído para a maior eficiência de remoção de fósforo total nas lagoas de maturação. A lagoa de maturação II apresentou 90% de remoção de fósforo total em relação ao efluente da lagoa de maturação I, enquanto nesta de lagoa de maturação verificou-se 33% na eficiência de remoção do efluente da lagoa facultativa.

Embora o horário de coleta das amostras entre 9:30 às 10:30 horas, não correspondesse a um horário de máxima insolação, que teoricamente seria por volta de 12:30 horas, presenciemos intensidade luminosa significativa, durante o período de coleta, fator que propiciou e estimulou o processo fotossintético, favorecendo pequeno aumento de pH de 7,0 na lagoa anaeróbia para 7,7 na lagoa facultativa.

Nas lagoas de maturação I e II, os valores médios de pH foram respectivamente 8,0 e 8,3. Estes valores de pH condizem com os valores esperados para este tipo de lagoa (von Sperling, 1996; Arceivala, 1981). Segundo estes autores, nas lagoas de maturação deve prevalecer o desenvolvimento de algas aeróbias e o processo fotossintético deve ser significativo, e pode ser intenso. O processo fotossintético retira do meio líquido CO_2^- e HCO_3^- , reduzindo a acidez carbônica, e elevando o pH. Se o processo fotossintético

ocorrer de forma intensa o pH pode se elevar a valores superiores a 9,0 ou 10,0 e proporcionar condições para a volatilização da amônia. Este processo é um dos principais mecanismos de remoção de nitrogênio (Arceivala, 1981) e se refere ao desprendimento da amônia para a atmosfera.

A reduzida profundidade média das lagoas de maturação I e II (1,12m e 1,01m, respectivamente), e a ausência de sombreamento nas áreas dessas lagoas, promovendo contínua exposição solar da lâmina d'água são fatores que contribuíram para o desenvolvimento acentuado de algas. Desenvolvimento tão intenso que chegava a recobrir a superfície da lagoa com uma massa verde, caracterizando o processo de floração algal. Além desses dois fatores, um terceiro fator que é a concentração de oxigênio pode ter também contribuído. Esses fatores serão comentados posteriormente.

5.1.3 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5):

Tabela 9 – Valores máximos, médios e mínimos de DBO_5 obtidos para o dejetto bruto e os efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.

Parâmetro	Valor	Dejeto bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação I	Maturação II
DBO_5 (mgO_2/l)	Máximo	3.990,1	2.811,7	2.312,0	1.250,0	2.600,0
	Médio	2.241,0	729,15	411,1	282,2	313,3
	Mínimo	400,0	75,0	1,20	1,72	0,5

A avaliação da DBO_5 no dejetto bruto mostrou valor médio de 2.241,73 mgO_2/l , enquanto que no efluente da lagoa anaeróbia a DBO_5 foi de 729,15 mgO_2/l . Estes dados mostraram uma eficiência de remoção de DBO_5 pela lagoa anaeróbia de 63% em relação, ao dejetto bruto.

Um dos fatores que influenciam significativamente na eficiência de remoção de DBO_5 em lagoas anaeróbias refere-se ao tempo de detenção hidráulica, taxa de aplicação volumétrica (ou carga orgânica volumétrica) e a profundidade da lagoa. Lagoas anaeróbias com tempo de detenção hidráulica de 3 a 6 dias, têm sido sugeridos para tratamento de dejetos humanos (von

Sperling, 1996). Com relação ao tratamento de dejetos suínos, pesquisadores têm indicado tempo de detenção hidráulica variando de 5 a 120 dias, porém com diferentes eficiências de remoção do dejetto bruto em relação ao efluente final.

Numa avaliação feita por Medri (1997) num sistema de tratamento, em escala real, constituído de duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e uma lagoa de aguapé, verificou-se que o dejetto bruto apresentou uma DBO_5 de 11.979 mgO_2/l , enquanto no efluente final ou efluente da lagoas de aguapé observou-se DBO_5 de 213 mgO_2/l , correspondendo a uma remoção total ou do sistema de 98%. No trabalho de Medri

(1997) este autor verificou eficiência de remoção de DBO_5 de 78% para a primeira lagoa anaeróbia e 64% para a segunda lagoa anaeróbia em relação ao afluente da primeira lagoa anaeróbia. O autor concluiu que a elevada eficiência de remoção pode ter sido "atribuída ao longo tempo de detenção hidráulica em torno de 35 dias, favorecendo as atividades das bactérias na redução dos compostos orgânicos afluentes e no processo físico de sedimentação".

Dartora e Perdomo (1998) avaliaram um sistema de tratamento constituído de duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e uma lagoa de aguapé, para verificar a sua capacidade de remoção de DBO_5 , $DQOt$, sólidos e nutrientes. Estes pesquisadores verificaram no dejetos bruto DBO_5 de 21.000 mgO_2/l enquanto no efluente final ou efluente da lagoa de aguapé verificaram 79,96 mgO_2/l , obtendo uma eficiência de remoção total de 98,61%. Verificaram ainda que a lagoa anaeróbia 1, apresentou 80% de eficiência de remoção de DBO_5 em relação ao dejetos bruto e tempo de detenção hidráulica de 35 dias.

Neste trabalho, a eficiência de remoção de DBO_5 na lagoa anaeróbia em relação ao dejetos bruto foi de 67% e o tempo de detenção hidráulica obtido para essa lagoa foi de 0,69 dia. O percentual de remoção de

DBO_5 está abaixo dos valores percentuais obtidos por Medri (1997) e Dartora e Perdomo (1998) observando lagoas anaeróbias em sistema australiano. Um dos fatores que influenciou negativamente para reduzida eficiência do sistema em avaliação, foi o curto tempo de detenção hidráulica da lagoa anaeróbia, que foi muito reduzido, se comparado com os trabalhos relatados acima. O tempo de detenção hidráulica e a profundidade influenciaram negativamente na eficiência da lagoa anaeróbia e do sistema. O tempo de detenção hidráulica não foi suficiente para que as bactérias anaeróbias pudessem atuar de forma efetiva sobre a matéria orgânica e se reproduzissem, antes que nova carga de matéria orgânica fosse lançada sobre a lagoa.

A legislação atual em Minas Gerais (Resolução Conama n.20,1986) especifica que o efluente final de um sistema de tratamento apresente valor de DBO_5 igual a 60 mgO_2/l . Neste trabalho, o efluente final, da lagoa de maturação II, revelou DBO_5 de 313,0 mgO_2/l . Valor encontra-se muito acima do valor de DBO_5 imposto pela resolução acima. Por esse motivo, consideramos que o sistema não é eficiente para remoção de matéria orgânica (DBO_5) presente no dejetos bruto.

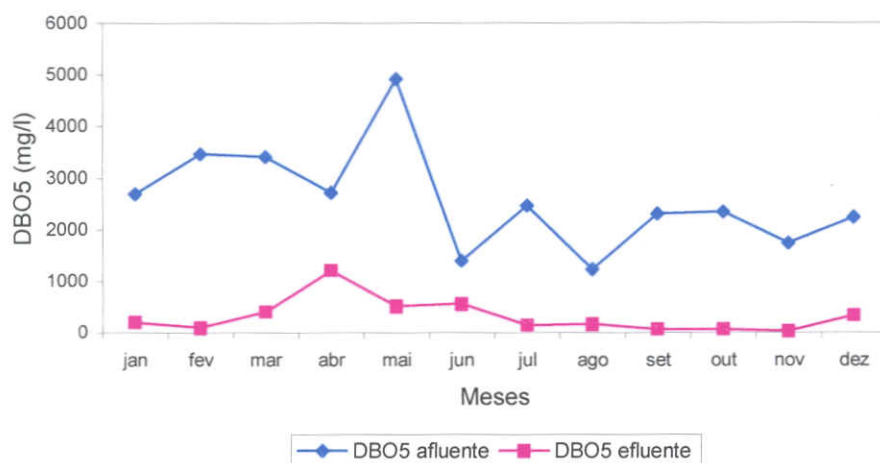


Figura 5 - Concentrações Médias Mensais da DBO₅ afluente e no efluente final do sistema durante o ano 2002

O Figura 5 demonstra as variações médias mensais de DBO₅ no dejetto bruto (ou afluente do sistema) em relação as médias mensais no efluente final. Pode-se observar que a DBO₅ do dejetto apresentou flutuações ao longo do ano, sendo que a variação mais marcante foi observada entre os meses de abril e maio. Nota-se uma tendência a estabilização do sistema com relação DBO₅ no efluente final a partir do mês de julho até

novembro. Nota-se ainda que apesar de um significativo aumento no valor de DBO₅ no dejetto bruto no mês de maio (5000mg/l), não se observa um correspondente aumento da DBO₅ pelo sistema, ou seja a capacidade de remoção de matéria orgânica do sistema permanece dentro de um valor médio a revelia das flutuações que ocorreram no dejetto bruto.

5.1.4 – Demanda Química de Oxigênio (DQOt):

Tabela 10 – Valores máximos, médios e mínimos de DQOt obtidos no dejetto bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.

Parâmetro	Valor	Dejetto bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação 1	Maturação 2
DQOt (mgO ₂ /l)	Máximo	37.000,0	11.160,4	5.250,0	5.830,0	6.104,6
	Médio	10.040,0	3.702,0	1.955,0	1.613,3	1.412,1
	Mínimo	1.075,0	819,2	362,5	305,0	83,6

Considerando os valores de DQOt no dejetto bruto de 10.040 mgO₂/l com o observado no efluente final de 1.412,11 mgO₂/l, têm-se uma eficiência de remoção da ordem de 86%. Este percentual observado no sistema

em avaliação é inferior ao percentual obtido por Medri (1997). Este pesquisador verificou uma eficiência de remoção total do sistema igual a 98%, analisando a DQOt do dejetto

bruto de 21.000 mgO₂/l e o valor de DQOt no efluente final de 355 mgO₂/l.

Quando se realiza o teste de DQOt tanto a matéria orgânica biodegradável, quanto a matéria inerte são oxidadas, por ácido forte, portanto não é possível determinar o grau de transferência de cada uma delas.

A eficiência na remoção de DQOt observada neste trabalho foi significativa e se explica

pela presença do gradeador que efetuava um pré-tratamento muito eficiente e pela associação da lagoa anaeróbia facultativa, reduzindo a carga orgânica a ser lançada na lagoa facultativa.

A eficiência de remoção de DBO₅, DQOt e sólidos totais foram semelhantes nas lagoas anaeróbia e facultativa (Tab. 11).

Tabela 11 – Eficiência de remoção (%) nas diferentes lagoas em relação ao dejetos bruto de acordo com os parâmetros considerados significativos para avaliar o sistema de tratamento.

Parâmetro	Gradeador	Anaeróbia	Facultativa	Maturação I	Maturação II
DBO ₅	-----	67%	82%	87%	86%
DQOt	-----	63%	81%	84%	86%
Sólidos totais	69%	85%	89%	89%	89%
Sólidos voláteis	61%	88%	91%	92%	94%
Sólidos fixos	45%	72%	82%	80%	79%
Nitrogênio amoniacal	*	*	*	*	10%
Fósforo total	51%	27%	17%	11%	10%
Coliformes fecais		62%	64%	64%	70%

* Significa que não houve remoção em relação ao dejetos bruto.

A eficiência da remoção de DBO₅ da lagoa anaeróbia, num sistema onde estão em associação lagoas anaeróbia-facultativa deve ser de 50 a 60% (von Sperling, 1996), para dejetos humanos. Segundo este pesquisador, em sistema australiano a lagoa facultativa deve receber uma carga de apenas 40 a 50% da carga de esgoto bruto, devido a ação da lagoa anaeróbia anteriormente situada.

Neste trabalho, a lagoa anaeróbia, se mostrou eficiente, pois apresentou 67% de eficiência de remoção de DBO₅, 63% de DQOt, 85% de Sólidos totais, 88% de Sólidos Voláteis, 72% de Sólidos fixos. A temperatura de 24,2°C (média anual) e o pH 7,34 foram fatores que contribuíram para a eficiência da lagoa.

Os valores de eficiência de remoção da lagoa anaeróbia foram semelhantes aos dados obtidos por outros pesquisadores. Entretanto, neste sistema em avaliação, em decorrência da DBO₅ e da DQOt do dejetos bruto, consideramos que a profundidade e o tempo de detenção hidráulica deveriam ser maiores para aumentar a eficiência da lagoa anaeróbia e assim aumentar a eficiência do

sistema de forma global. Assim a profundidade e o tempo de detenção foram componentes que afetaram a eficiência da lagoa anaeróbia, contribuindo negativamente para o desempenho do sistema. A lagoa anaeróbia apresentou profundidade média de 1,2 m e tempo de detenção hidráulica 0,69 dia, esses valores estão muito abaixo dos recomendados por von Sperling (1996) e dos valores observados por Loehr (1974), Silva (1979), Oliveira (1993), Medri (1997), Dartora e Perdomo (1998). Esses pesquisadores avaliaram sistemas de tratamento constituídos de lagoas anaeróbia-facultativa, para tratamento de dejetos suínos, cuja profundidade da lagoa anaeróbia variava em média de dois a três metros e o tempo de detenção hidráulica de 40 a 120 dias para essas lagoas, obtendo eficiência de remoção para lagoa anaeróbia em média de 65%. Consideramos que o sistema de tratamento em avaliação exigiria um tempo de detenção hidráulica mais elevado, que possibilitasse uma adequada atuação de bactérias anaeróbias sobre a matéria orgânica biodegradável, possibilitando redução nos valores de DBO₅ no efluente final do sistema.

Tabela 12 – Valores médios e coeficientes de variação (CV) obtidos para os diferentes parâmetros utilizados para verificar a eficiência do sistema de tratamento em escala real no período de janeiro a dezembro de 2002.

Parâmetros	DBO ₅ Mg/l	CV %	DQOt Mg/l	CV %	NH ₄ mg/l	CV %	ST mg/l	CV %	STV Mg/l	CV %	STF mg/l	CV %
Dejeto bruto	2.241,7	56	1.040,0	77	308,0	634	19.011,0	87	16.129,0	101	3.846,6	74
Saída do Gradeador	2.274,4	33	11.153,2	69	406,9	625	5.966,2	42	6.281,3	46	2.218,3	45
Efluente anaeróbia	729,1	84	3.702,0	58	465,0	642	2.875,75	83	1.931,8	113	1.067,7	65
Efluente facultativa	411,2	96	1.955,0	49	432,7	617	2.011,0	117	1.405,3	169	691,6	54
Efluente maturação 1	282,2	64	1.613,3	58	378,9	642	2.095,9	93	1.234,0	135	781,5	69
Efluente maturação 2	313,3	106	1.412,1	80	278,1	642	2.010,4	108	1.030,0	175	812,0	144

Os altos valores de CV verificados em todos os parâmetros para os efluentes do gradeador e das lagoas de estabilização, demonstram a grande variação quantitativa e qualitativa na composição físico-química dos dejetos e nos efluentes das lagoas. Essa elevada variação é consequência de dois aspectos: 1) dieta dos animais (fator nutricional) e 2) à estrutura e dinâmica do sistema de tratamento.

Com relação ao fator nutricional, as elevações significativas no preço do milho, principal constituinte da ração de suínos, e queda no preço do quilo de carne suína por excesso de oferta no mercado o produtor foi forçado a reduzir o número de matrizes de 320 para 250, consequentemente o número de animais no galpão de recria variou durante o ano, assim como a composição química e a quantidade de ração oferecida.

Com relação ao aspecto relacionado à estrutura e dinâmica do sistema de tratamento, dois componentes devem ter influenciado nos altos valores de CV. Nos gradeadores, onde ocorria o pré-tratamento do afluente do sistema em avaliação, observamos transbordamentos sobre a peneira fina, e então o dejetos bruto caía na canaleta e era conduzido para a lagoa anaeróbia. Nesta situação o dejetos bruto sem sedimentação no gradeador era lançado direto na lagoa anaeróbia. Por outro lado, também observamos que terminada a higienização do galpão de recria, os gradeadores permaneciam por até dois dias

completamente cheios, e todo o volume de dejetos sofria lenta sedimentação, e escoava vagarosamente (devido à peneira ser muito fina), proporcionando um efluente do gradeador com menor concentração de Sólidos Totais para ser conduzido por gravidade para a lagoa anaeróbia.

Consideramos que aspectos relacionados à alimentação, diferentes volumes de água utilizado para higienização dos galpões e a função comprometida do gradeador (ora retendo por longo tempo o dejetos bruto ora o operador permitindo transbordamentos do dejetos bruto sobre o gradeador) foram fatores que influenciaram na constituição química do dejetos bruto a ser tratado e por conseguinte contribuíram para a elevada variação de valores de CV.

O reduzido tempo de detenção hidráulica nas lagoas de estabilização, não favoreceu uma atuação eficiente das bactérias sobre a matéria orgânica biodegradável assim como sua reprodução e desenvolvimento.

Estudo realizado por Cazarré (2001) buscando otimização de lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos suínos, verificou-se elevados índices de CV para os diversos parâmetros analisados. O pesquisador justifica que tais valores foram encontrados devido ao "tipo de dejetos utilizado, que ora era proveniente de sistemas de criação em ciclo completo, ora de crescimento-terminação".

Na Tabela 13 podemos observar os valores de carga orgânica volumétrica ($\text{kgDBO}_5/\text{m}^3/\text{d}$) e carga orgânica superficial ($\text{kgDBO}_5/\text{ha}/\text{d}$) obtidos para o sistema de tratamento em avaliação no período de janeiro a dezembro de 2002.

A Tabela 14 elaborada por Delavéquia (2000) aponta os valores de DBO_5 ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$) e de sólidos voláteis ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$) por diferentes pesquisadores, avaliando lagoas anaeróbias para estes parâmetros.

Podemos observar que o valor de carga orgânica volumétrica ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$) obtido neste trabalho (Tab.14) encontra-se dentro da faixa de valores obtido por outros pesquisadores avaliando sistemas de tratamento de dejetos de suínos. E portanto, a carga orgânica volumétrica não foi um fator que atuasse negativamente, ou seja, promovendo a diminuição da eficiência do sistema de tratamento.

Tabela 13 – Características operacionais das lagoas de estabilização no tratamento de dejetos suínos em avaliação.

Parâmetros	Lagoa			
	Anaeróbia	Facultativa	Maturação 1	Maturação 2
Vazão (m^3/dia)	138,24	138,24	138,24	138,24
Tempo de detenção hidráulica (dia)	0,69	0,83	1,2	0,87
Carga orgânica volumétrica ($\text{kgDBO}_5/\text{m}^3/\text{d}$)	0,31	0,08	0,05	0,03
Carga orgânica superficial ($\text{kgDBO}_5/\text{ha}/\text{d}$)	3.227,08	932,40	530,84	325,0
Sólidos Voláteis ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$)	0,26	0,19	0,14	0,17

Tabela 14 – Cargas orgânicas volumétricas em lagoas anaeróbias para parâmetros como: DBO_5 e Sólidos Voláteis.

Parâmetro	Carga Orgânica Vol.	Tipo de esgoto	Referências
DBO_5	0,05 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Silva (1973)
	0,24 à 0,32 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos animais	Loehr (1974)
	0,1 à 0,3 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Todos os tipos	Mara e Pearson (1986)
	0,03 à 0,12 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Costa et al (1995)
	0,237 à 0,46 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Medri (1997)
Sólidos Voláteis	0,005 e 0,167 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Loehr (1974)
	0,053 e 0,069 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Safley (1996)
	0,17 à 0,05 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Medri (1997)
	0,8 à 1,45 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Andara & Steban (1999)
	0,4 à 0,18 $\text{kg}/\text{m}^3/\text{dia}$	Dejetos de suínos	Cazarré (2000)

Fonte: Delavéquia (2000)

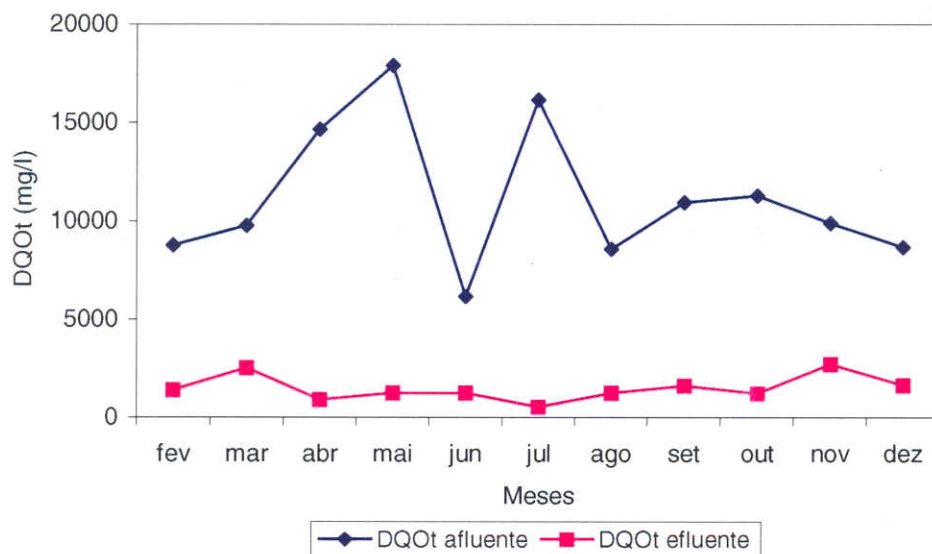


Figura 6 - Concentrações médias mensais de DQOt afluyente e efluente do sistema no ano 2002

O Figura 6 acima demonstra as flutuações na DQOt do afluyente do sistema (ou do dejetto bruto) em relação à DQOt observada no efluente final. Pode-se observar que a grande variação da DQOt do dejetto bruto ou do afluyente do sistema ocorrida entre maio e junho e posteriormente no mês de julho, não foi acompanhada de um aumento significativo na DQO do efluente final ou efluente da lagoa de maturação 2. O que nos leva a acreditar que o sistema trabalhe de uma forma eficiente, não sendo afetado por flutuações de DQOt no dejetto bruto.

As cargas orgânicas volumétricas e superficiais aplicadas e as constantes de degradação (K) de primeira ordem com relação a DQOt durante o período de Janeiro a Dezembro de 2002 obtidos neste trabalho, assim como os valores obtidos por Medri (1997) e Delavéquia (2000) realizando avaliação do sistema de tratamento semelhantes estão demonstrados na Tabela 15.

Tabela 15 – Cargas volumétrica aplicadas – Cv (kgDQOt/m³.d), cargas superficiais aplicadas – Cs (kgDQOt/ha.d), constantes de degradação K (d⁻¹), eficiência de remoção (%) e tempo de detenção hidráulica (dia) obtidos em sistema de tratamento semelhantes.

Parâmetros	Medri (1997)					Delavéquia (2000)				
	E%	Tdh	Cs	Cv	K	E%	Tdh	Cs	Cv	K
Tipo de Lagoa										
Lagoa anaeróbia	78	35	7.360,0	0,43	0,102	77	35	1.216,0	0,28	0,096
Lagoa anaeróbia	56	46	1.569,0	0,071	0,021	48	46	280,0	0,05	0,020
Lagoa facultativa	46	24	531,0	0,063	0,036	25	24	232,0	0,05	0,014
Lagoa de aguapé	58	15	350,0	0,044	0,69	19	15	174,0	0,06	0,016

Pode-se observar pela Tabela 15 que os valores de Constante de Degradação Biológica (K) obtidos por Medri (1997) e Delavéquia (2000) foram muito próximos, devido a Tempo de detenção hidráulica semelhantes. Entretanto, a eficiência de remoção (E%) obtida pelos pesquisadores foi semelhante para as lagoas anaeróbias, mas não com relação as lagoas facultativa e

de aguapé. Possivelmente devido aos maiores valores de carga superficial(Cs) aplicados no sistema avaliado por Medri (1997) em relação a carga superficial no sistema de Delavéquia (2000). Deve-se dizer que o sistema avaliado por Medri (1997) foi construído em escala real, enquanto o sistema avaliado por Delavéquia (2000) foi construído em escala piloto.

Tabela 16 – Cargas volumétrica aplicadas – Cv (kgDQOt/m³.d), cargas superficiais aplicadas – Cs (kgDQOt/ha.d), constantes de degradação K (d⁻¹), eficiência de remoção (%) e tempo de detenção hidráulica (Tdh) (dia) obtidos nessa pesquisa.

Tipo de Lagoa	Parâmetros				
	E%	Tdh	Cs	Cv	K
Lagoa anaeróbia	63	0,69	3.227,0	0,31	2,38
Lagoa facultativa	81	0,83	932,0	0,08	0,93
Lagoa de Maturação I	84	1,2	531,0	0,05	0,38
Lagoa de Maturação II	86	0,87	325,0	0,03	0,12

Os maiores valores de Constante de degradação(K) obtidos nesse trabalho demonstram interferência significativa do tempo de detenção hidráulica, visto que esta foi a principal diferença entre os trabalhos citados na Tabela 15. Os valores de carga volumétrica aplicada foram muito

próximos nos três trabalhos comparados, sugerindo baixa interferência deste fator nos valores de K e na eficiência de remoção (E%) das lagoas de estabilização.

5.1.5 – Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis e Sólidos Totais Fixos

Tabela 17 – Valores máximo, médio e mínimo de Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis e Sólidos Totais Fixos obtidos no dejetto bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa, maturação I e II durante o ano de 2002

Parâmetro	Valor	Dejeto bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação 1	Maturação 2
Sólidos totais (mg/l)	Máximo	90.000,0	12.670,0	13.300,0	11.720,0	14.300,0
	Médio	19.011,6	2.875,7	2.011,0	2.095,0	2.010,4
	Mínimo	3.095,0	1.305,0	880,0	360,0	760,0
Sólidos totais voláteis (mg/l)	Máximo	83.800,0	10.030,0	12.390,0	6.640,0	12.700,0
	Médio	16.129,0	1.931,3	1.405,3	1.030,0	1.234,1
	Mínimo	1.935,0	920,0	225,0	200,0	320,0
Sólidos totais fixos (mg/l)	Máximo	16.190,0	3.520,0	1.625,0	1.840,0	1.600,0
	Médio	3.846,6	1.067,6	691,6	781,5	812,0
	Mínimo	280,0	200,0	80,0	160,0	160,0

Verificamos uma redução de 19.011,06 mg/l (ST) e de 16.129,06 mg (SV) no dejetto bruto para 2.010,45 mg/l (ST) e 1.234,19 mg/l (SV) no efluente da lagoa de maturação II ou efluente final (Tab. 17), o que traduziu

numa eficiência de remoção total da ordem de 89% para sólidos totais e 92% para sólidos totais voláteis.

Estes valores de eficiência de remoção de sólidos voláteis são compatíveis com os valores obtidos por outros pesquisadores que avaliaram sistemas de tratamento constituídos de lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação em série. Por exemplo, Medri (1997) obteve eficiência de remoção total de 92% para sólidos totais e 95% para sólidos voláteis, com tempo de detenção hidráulica de 125 dias no total e temperatura de 21,6°C nas lagoas anaeróbias. Dartora e Perdomo (1998) verificaram eficiência de remoção de sólidos totais de 27% na primeira lagoa anaeróbia e 42% de remoção na segunda lagoa anaeróbia, com tempo de detenção hidráulica de 46 dias. Neste trabalho, o reduzido tempo de detenção hidráulica de 0,69 dia na lagoa anaeróbia, foi um dado muito diferenciado em relação a trabalhos semelhantes desenvolvidos por Medri (1997) e Dartora e Perdomo (1998), aspecto que será comentado no parâmetro bioquímico DBO₅.

Embora no dejetto bruto os valores médios de sólidos voláteis (16.129,06 mg/l) verificado seja muito superior que o valor médio de sólidos fixos (matéria inorgânica ou inerte) 3.846,61 mg/l, a lagoa anaeróbia

apresentou eficiência de remoção de 88% para os sólidos voláteis, e de 72% para sólidos fixos. Isto se deve ao fato que a remoção de sólidos fixos, é um processo físico que se realiza por sedimentação ou deposição de matéria inorgânica sobre o fundo da lagoa. Por outro lado, o processo de remoção dos sólidos voláteis envolve atuação de bactérias anaeróbias, significativamente presentes na lagoa anaeróbia. A atuação dessas bactérias depende de condições favorecedoras (como anaerobiose, temperatura e pH) e do tempo de detenção hidráulica. No presente trabalho, temperatura e pH não atuaram negativamente, ou seja reduzindo a eficiência de remoção da lagoa anaeróbia, pois os valores médios de temperatura e de pH, mostraram-se dentro da faixa adequada para a atuação das bactérias. Entretanto, o tempo de detenção hidráulica (0,69 dia) para a lagoa anaeróbia foi muito reduzido se comparado aos valores obtidos por Medri (1997) e Dartora e Perdomo (1998), pois neste trabalho verificamos efluente final (ou efluente da lagoa de maturação II) com elevados valores médios de sólidos voláteis (1234mg/l) e de DBO₅ (321mgO₂/l).

5.1.6 – Nitrogênio Amoniacal:

Tabela 18 – Valores máximos, médios e mínimos de Nitrogênio Amoniacal obtidos no dejetto bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.

Parâmetro	Valor	Dejetto bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação I	Maturação II
Nitrogênio amoniacal (mg/l)	Máximo	530,8	869,6	701,6	952,0	442,1
	Médio	308,1	465,0	432,7	378,9	278,1
	Mínimo	115,6	110,4	110,6	109,2	88,2

O valor médio de Nitrogênio Amoniacal verificado no dejetto bruto foi menor que os valores médios observados na lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação 1 (Tab.18). Na lagoa de maturação 2 a eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal em relação ao dejetto bruto foi de 10%.

Segundo von Sperling (1997) a preocupação com a remoção biológica de nutrientes é assunto considerado importante no meio acadêmico de países desenvolvidos, uma vez que estas sociedades já conseguiram solucionar problemas relacionados a DBO₅ e DQOt devido à pesquisas e investimentos. No

Brasil pesquisas devem ser incentivadas com esta finalidade.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio são citados por Arceivala (1981) e Soares et al (1995):

- volatilização da amônia;
- assimilação dos nitratos pelas algas;
- nitrificação-desnitrificação;
- sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

Um dos fatores que favorecerá a remoção de Nitrogênio amoniacal seria o pH. Quando o pH do meio líquido atinge valores entre 9,0 e 10,0 instala-se o processo de volatilização da amônia, que pode ser representado pelo deslocamento do equilíbrio químico da reação que se desloca para a esquerda:



Outros fatores que contribuiriam para eficiência de remoção da lagoa de maturação 2 seriam a profundidade da lagoa (1,01 m), a atividade fotossintética elevada e a perda de nitrogênio devido à assimilação pelas algas. A reduzida profundidade de 1,0 m facilita a incidência solar que por sua vez estimula a atividade fotossintética. Devido ao processo fotossintético, que retira CO_2 do meio, observa-se redução da acidez carbônica, elevando-se o pH da lagoa. Segundo van Haandel e Lettinga (1994) deve-se acrescentar aos fatores pH, profundidade reduzida e atividade fotossintética intensa, um outro fator que seria o desprendimento de bolhas de oxigênio dissolvido, devido à supersaturação que ocorre em lagoas de maturação. Bolhas de oxigênio poderiam carrear e desprender NH_3 para a atmosfera. Com relação à perda de Nitrogênio por assimilação das algas, seria muito pouco significativo, segundo Arceivala (1981) somente 6 a 12% do peso das algas corresponderia ao Nitrogênio.

Segundo von Sperling (1996) "em lagoas de maturação em série a eficiência de remoção de amônia pode situar-se entre 70 e 80% e em lagoas de maturação especialmente rasas pode-se chegar a 90%.

Embora a remoção de matéria nitrogenada orgânica não seja a principal característica de lagoa anaeróbia e sim a remoção de 50 a 60% da matéria orgânica carbonácea de afluente humano a ser tratado, pesquisadores têm observado resultados interessantes com relação a dejetos suínos e remoção de nutrientes em lagoas de estabilização.

Dartora e Perdomo (1998), avaliando um sistema de tratamento constituído de um decantador, duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e uma lagoa de aguapé verificaram 92,06% de eficiência de remoção de Nitrogênio, quando comparado ao valor inicial de Nitrogênio de 2 337 mg/l no dejetos bruto com valor final de 185,5 mg/l.

Avaliando lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos Medri (1997) observou eficiência de remoção de Nitrogênio Total ao longo do sistema de 90%. O pesquisador verificou que o Nitrogênio foi "removido com maior eficiência na lagoa facultativa (59%), através da assimilação pelas algas já que o pH (7,8) não se elevou o suficiente para favorecer a maior presença de amônia livre (NH_3) no desprendimento para atmosfera".

Neste trabalho, não observamos a eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal do dejetos bruto pelas lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I. Pelo contrário, observando a Tabela 18 percebe-se que houve um aumento no valor médio de Nitrogênio Amoniacal em relação ao dejetos bruto nas lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I. Esse aumento se deve a produção de amônia dentro das lagoas, sendo um processo que não sofre interferência do pH e da temperatura. O processo é chamado Amonificação, ou seja, o Nitrogênio orgânico que poderia ser o Nitrato estaria sendo convertido em Nitrogênio Amoniacal. O processo denominado amonificação é assim explicado por von Sperling (1996) "a matéria orgânica nitrogenada divide-se em fração inerte e fração biodegradável. Por sua vez, a fração biodegradável pode ser dividida em rapidamente biodegradável, lentamente

biodegradável e amônia. No componente rapidamente biodegradável, a matéria orgânica nitrogenada, que se encontra na forma solúvel, é convertida pelas bactérias heterotróficas em amônia.

O valor médio de 278,16mg/l verificado no efluente final do sistema ou efluente da

lagoa de maturação II não é compatível para que o efluente do sistema possa ser lançado em um corpo receptor. Isto porque a Resolução Conama n.20, de 18 de junho de 1986 permite 5mg/l de amônia no efluente de estação de tratamento de dejetos.

5.1.7 – Fósforo Total:

Tabela 19 – Valores máximos, médios e mínimos de Fósforo Total obtidos no dejetos bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.

Parâmetro	Valor	Dejetos bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação I	Maturação II
Fósforo total (mg/l)	Máximo	21,3	5,73	2,8	2,0	1,2
	Médio	9,0	2,5	1,5	1,0	0,8
	Mínimo	6,5	0,5	0,4	0,5	0,4

As análises revelaram no dejetos bruto 9,0mg/L de Fósforo Total, enquanto no efluente final ou efluente da lagoa de maturação II observou-se 0,88mg/L. Sendo assim, o sistema apresentou uma eficiência de remoção em relação ao dejetos bruto da ordem de 90%.

Um dos fatores que interfere na remoção de fósforo na lagoa anaeróbia, refere-se ao pH, pois quando este atinge valores acima de 8,0 favorece a precipitação de fosfatos(von Sperling,1997). A lagoa anaeróbia apresentou eficiência de remoção de Fósforo Total igual a 73% e pH médio de 7,34, a lagoa facultativa 83% de remoção e pH 7,7, enquanto a lagoa de maturação 1 apresentou eficiência de 87% e pH 8,0.

A elevada eficiência na remoção (%) de fósforo total observada neste sistema de tratamento em avaliação é compatível com os valores obtidos por pesquisadores em trabalhos semelhantes. Dartora e Perdomo (1998) verificaram 97% de eficiência de remoção, avaliando sistema de tratamento constituído de um decantador, duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e uma lagoa de aguapé. Estes pesquisadores assinalam que a primeira lagoa anaeróbia apresentou 60% de eficiência de remoção de Fósforo Total em relação ao dejetos bruto,

com tempo de detenção hidráulica de 35 dias e a segunda lagoa anaeróbia 42% de eficiência de remoção e tempo de detenção hidráulica de 46 dias.

Trabalho realizado por Delavéquia (2000) avaliando três sistemas, em escala piloto, sendo cada um constituído de duas lagoas anaeróbias, uma facultativa e uma de aguapé, porém com tempo de detenção hidráulica de 120 dias no sistema 1, de 107 dias no sistema 2, e de 87 dias no sistema 3. A análise dos resultados revelou média de 82% de eficiência de remoção nos três sistemas, sendo que nos sistemas com maior tempo de detenção hidráulica a eficiência chegou a 87%. O autor atribuiu a significativa eficiência de remoção de fósforo, ao elevado valor médio de pH igual a 8,0 nas lagoas, as boas condições de anaerobiose e ainda ao fator sedimentação dos sólidos nas lagoas anaeróbias.

Resultados semelhantes foram verificados por Medri (1997) avaliando lagoas de estabilização em série com relação a eficiência de remoção de Fósforo. As análises demonstraram 96% de remoção de Fósforo pelo sistema. Sendo que o decantador apresentou 38% de remoção, na lagoa anaeróbia 1 observou 64% de remoção e tempo de detenção de 35 dias e

pH médio anual de 7,4. A lagoa anaeróbia 2 apresentou 52% de eficiência de remoção, 46 dias de tempo de detenção hidráulica e pH médio de 7,7. O autor justificou a boa eficiência de remoção das lagoas anaeróbias devido "principalmente ao processo de sedimentação de sólidos, uma vez que apresentam valores médios de pH inferiores ao valor mínimo 8,2 referido por Toms et al (1975) para que ocorra a precipitação química do fosfato de hidroxiapatita $[Ca_5 OH(PO_4)_3]$ ".

Neste trabalho a remoção de fósforo não sofreu influência direta e significativa do fator pH para justificar as elevadas eficiências de remoção de fósforo pelas lagoas de estabilização. Isto porque os valores médios anuais de pH não foram

elevados o suficiente para promover precipitação de fósforo, pois os valores médios de pH foram, 7,3, 7,7 e 8,0, respectivamente, para a lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, e de maturação I. Desta forma sugere-se que o principal mecanismo de remoção de fósforo, nas lagoas facultativa, e de maturação I tenha sido por incorporação (absorção) das algas. Pois essas lagoas não apresentaram pH elevado acima de 8,0 que desencadeasse o processo de precipitação química. Entretanto, na lagoa de maturação II, onde o pH médio anual foi de 8,3 a eficiência de remoção de fósforo total, pode ter sido influenciada pelo pH e decorrente principalmente da precipitação química do fosfato de hidroxiapatita.

5.2 – PARÂMETROS BIOLÓGICOS

5.2.1 – Coliformes Fecais.

Tabela 20 – Valores máximos, médios e mínimos de Coliformes Fecais obtidos no dejetto bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação I e II durante o ano de 2002.

Parâmetro	Valor	Dejeto bruto	Lagoa			
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação I	Maturação II
Coliformes fecais (NMP/100ml)	Máximo	$1,2 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$
	Médio	$6,2 \times 10^5$	$4,8 \times 10^5$	$3,9 \times 10^5$	$4,1 \times 10^5$	$4,3 \times 10^5$
	Mínimo	$7,0 \times 10^2$	$7,0 \times 10^2$	$3,0 \times 10^2$	$9,0 \times 10^2$	$3,0 \times 10^2$

Os valores máximo, médio e mínimo de Coliformes Fecais (NMP/100ml) estão demonstrados na Tabela 20. O efluente final do sistema de tratamento ou efluente da lagoa de maturação II apresentou eficiência de remoção de coliformes fecais igual a 64% em relação ao dejetto bruto. Pois verificou-se queda de $6,2 \times 10^4$ NMP/100 ml presentes no dejetto bruto para $1,8 \times 10^4$ NMP/100ml no efluente final ou efluente da lagoa de maturação II. Em reação ao dejetto bruto a lagoa anaeróbia apresentou eficiência de remoção de coliformes fecais de 65%, a lagoa facultativa de 62% e a lagoa de maturação I eficiência de 64%, e a lagoa de maturação II 70%.

A eficiência de remoção de coliformes fecais pelo sistema de tratamento em avaliação

(70%), assim como a eficiência de cada uma das lagoas pode ser considerada muito baixa se comparada aos valores obtidos por outros pesquisadores avaliando sistema de tratamento de suínos, constituídos de lagoas de estabilização. Medri (1997) verificou eficiência de remoção de 99,9% em relação ao dejetto bruto, para um sistema constituído de duas lagoas anaeróbias (tempo de detenção hidráulica 35 dias) e de uma lagoa facultativa, e uma lagoa de aguapé (tempo de detenção hidráulica 19 dias). Delavéquia (2000) avaliando três sistemas em escala piloto, constituídos de duas lagoas anaeróbias, uma facultativa e uma de aguapé, com tempos de detenção hidráulica de 35 e 30 dias para as duas lagoas anaeróbias e de 15 dias para a lagoa de aguapé, observou eficiência média de

99% com relação a remoção de coliformes fecais nos três sistemas. Cazarré (2001) avaliando três sistemas constituídos de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação com tempo de detenção para as lagoas anaeróbias variando de 46 dias, 35 dias, e 30 dias, obteve resultados que demonstraram uma eficiência de 99,99% para o sistema 1, de 99,57% para o sistema 2 e 99,98% para o sistema 3.

Segundo von Sperling (1996) quando projetadas para tratamento de dejetos humanos, "as lagoas de maturação devem atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes ($E > 99,9\%$ ou $99,99\%$)" sendo esse "o principal objetivo das lagoas de maturação a remoção de patogênicos e não da remoção adicional de DBO_5 ". Os fatores que contribuem para a elevada remoção de coliformes nessas lagoas são: baixa profundidade (0,8 a 1,5 m), temperatura (22 a 25°C), radiação solar, elevado pH ($\text{pH} > 8,5$), elevada concentração de OD (fator que favorece a vida dos organismos aeróbios e favorece a morte dos patogênicos).

Nesse estudo, verificamos baixa eficiência de remoção de coliformes Fecais para a lagoa de maturação II (69,3%) resultado que pode ser justificado pelo reduzido tempo de detenção hidráulica. Sugerimos também que o freqüente fenômeno de floração algal, demonstrado por uma nata verde recobrindo pelo menos 2/3 da lagoas de maturação 1 e 2, pode ter contribuído, negativamente, impedindo a incidência solar de forma mais intensa sobre a lâmina d'água, o que levaria ao extermínio dos coliformes fecais.

Segundo von Sperling (1996) "o tempo de detenção hidráulica é o principal parâmetro

de projeto de lagoas que objetivam a remoção de Coliformes". O pesquisador argumenta que diferentes valores de tempo de detenção hidráulica, influenciado pela profundidade (H), pela relação comprimento (L) / largura (B) e de forma significativa pelo coeficiente de decaimento bacteriano (K_b), contribuem para diferentes percentuais de remoção de Coliformes. Segundo Mara (1996) deve-se observar além do tempo de detenção hidráulica mínimo de três dias para essas lagoas, afim de se "evitar curto circuitos e varrimento de algas" é importante também observar a taxa de aplicação superficial (L_s : $\text{Kg} DBO_5 / \text{ha.dia}$) que deve atingir 75% da taxa de aplicação na lagoa facultativa precedente".

Embora a lagoa de maturação II apresentasse pH 8,3, temperatura média de 22°C e profundidade reduzida de 1,0 m, parâmetros estes que podem ser considerados dentro dos valores recomendados pela literatura. O mesmo não foi observado para o tempo de detenção hidráulica e para a relação comprimento(L)/ largura(B). A relação comprimento/largura igual a 1,87m e tempo de detenção hidráulica de 0,87 dias, para a lagoa de maturação II influenciaram negativamente na eficiência de remoção de Coliformes fecais, se comparado com os valores obtidos Medri (1997), Delavéquia (2000) e Cazarré (2001). A relação comprimento/largura deve atingir um valor mínimo de 5 (von Sperling, 1996) quando se deseja atingir elevadíssimas eficiências de remoção de coliformes fecais (99,99%). O aumento da área superficial da lagoa favorecendo a insolação e o aumento da temperatura seriam fatores que impossibilitariam a sobrevivência de microrganismos do grupo Coliforme.

6 – CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos neste experimento pode-se concluir que:

- A constituição química do dejetos bruto revelou grande variação durante o ano de coleta das amostras, justificada pela amplitude de valores observadas de DBO₅ (máximo de 3.990 mgO₂/litro e mínimo de 400 mgO₂/litro), DQOt (máximo de 37.000 mgO₂/litro e mínimo de 1.0758 mgO₂/litro), sólidos totais (máximo de 90.000 mg/litro e mínimo de 3.075 mg/litro), sólidos voláteis (83.000 mg/litro e mínimo de 1.935 mg/litro), sólidos fixos (máximo de 16.190 mg/litro e mínimo de 280 mg/litro).
- O sistema de tratamento não se mostrou eficiente para remoção de DBO₅. O valor médio anual foi DBO₅ verificado no efluente final foi de 313,35 mgO₂/litro, sendo que a legislação em Minas Gerais permite 60 mgO₂/litro.
- O reduzido tempo de detenção hidráulica observado nas lagoas anaeróbias e facultativas, contribuiu negativamente para a eficiência de remoção de matéria orgânica comprometendo a eficiência do sistema de forma global, visto que o efluente final apresentou elevado valor de DBO₅ (313,35 mgO₂/litro).
- O tempo de detenção hidráulica muito reduzido (0,87dia) observado na lagoa de maturação II, pode ser apontado como fator negativo na remoção de coliformes fecais que atingiu somente 70% e não os 99,99% citados na literatura.
- O sistema de tratamento mostrou-se eficiente para remoção de fósforo, pois verificou-se uma redução de 90% no teor de fósforo em relação ao dejetos bruto.
- Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal o sistema de tratamento em avaliação apresentou baixa eficiência de remoção.

- O sistema de tratamento em avaliação apresenta erros de projeto com relação à profundidade, largura e comprimento das lagoas. As lagoas anaeróbia e facultativa apresentaram profundidade e tempo de detenção hidráulica reduzidos que comprometeram a sua eficiência de remoção de DBO₅, DQOt, e de nutrientes(nitrogênio amoniacal e fósforo).3

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDARA, A. R., ESTEBAN, J. M. L. Kinetic study of the anaerobic digestion of the solid fraction of piggery slurries. *Biomass and Bioenergy*, v.17, n. 5. p.435-443,1999.
2. ANDREADAKIS, A. D. Anaerobic digestion of piggery waste. *Water Science Technology*, v. 25, n.1, p.9-16, 1992.
3. ANUÁRIO estatístico da pecuária de corte (ANUALPEC), São Paulo: FNP Consultoria e Comércio Ltda. p.432, 1999
4. ANUÁRIO estatístico do Brasil . Rio de Janeiro: IBGE, 1995. 525p.
5. ARCEIVALA, S. J. *Waster water treatment and disposal*. Marcel Dekker, New York: p.892, 1981.
6. ASPECTOS práticos do manejo de dejetos suínos. Boletim Informativo. Florianópolis: EPAGRI, 1995.106p.
7. AZEVEDO NETO, J. M. Aspectos construtivos de lagoas de estabilização. *Revista Departamento de Águas e Esgoto*, v.45, n.140. pp.44-49, 1985
8. AZEVEDO, A. M. E. Pesquisa de digestibilidade de diversas matérias-primas. In: ENCONTRO NACIONAL DE SISTEMAS DE BIODIGESTÃO. 1, 1980, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: p.165 ,1980.

9. BARBARI, M.; ROSSI, P. Risparmiare acqua conviene: meno liquami da Smaltire. *l'Information Agrario*, supl. p18, p.11-17, 1992.
10. BELLI, F.; MARTIM, G. A. Avaliação de maus odores de emissão gasosa provenientes da suinocultura. *Biotemas*, v. 11., n. 2., p. 85-96, 1998..
11. BICUDO, J. R., SAFLY, L. M., WESTERMAN, P. *Plano de adaptação à legislação ambiental pelo setor da suinocultura*, Lisboa, 504p. 1996
12. BRASIL. Lei, decretos, etc... Resolução CONAMA b.20, de 18 de junho de 1986, Classificação das águas doces, salinas e salobras do Território Nacional. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília. p.11356-11361, 30 de julho, 1986, Seção 1.
13. BRASIL. Leis, decretos, etc. Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas das condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, 12 de fevereiro, 1998, Seção 1.
14. BRASIL. Leis, decretos, etc... Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, 9 de Janeiro de 1997, Seção 1.
15. CAPELLI, R. H. Estudo de tratamentos preliminares para dejetos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 18, 1995, Salvador. ANAIS... Salvador: ABES.
16. CAZARRÉ, M. M. *Otimização de lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos de suínos*. 2001. 112f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina.
17. COHEN, T. *Optimization of anaerobic digestion of soluble carbohydrate containing wastewaters by phase separation*. Amsterdam: 1982. 83p.
18. CONRAD, J. H.; MAYROSE, V. B. *Animal waste handling and disposal in confinement production of swine*. *Journal Animal Science*, v. 32, n. 4, p. 811-815, 1971.
19. COUTINHO, A. J. *Impacto ambiental dos resíduos agroindustriais*. Caderno Técnico da Escola de Veterinária, n.22, p.109-118,1988.
20. DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. *Manejo de dejetos de suínos*. Boletim Informativo Pesquisa e Extensão(BIPERS- CNPSA), 49p., março, 1998,
21. DELAVÉQUIA, M. A. *Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos*. 2000. 180p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina.
22. GATEL, F.; GROSJEAN, F. *Effect of protein content of the diet on nitrogen excretion by pigs*. *Livestock Production Science*, v.12, n. 31, p.109-120,1992.
23. GOSMANN, H. A.; BELLI FILHO, P.; PERALMO, C. C. Armazenagem de dejetos de suínos em esterqueira e em bioesterqueira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS. 9, 1997, Salvador. Anais... Salvador: 1997, pag. 431.
24. HARTOG, L. A.; VOERMANS, J. A. M.; VEDDOES, N. Ways to reduce environmental pollution in pig production. In: WORLD CONFERENCE ON ANIMAL PRODUCTION. 3.1993. Abstract, p. 261-262.

25. HENZE, M.; HARREMOES, P. Review Paper: anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors. In: IAWPR - SPECIALISED SEMINAR. 5, 1982, Copenhagen. *Anais...* Copenhagen: IAWPR, 1982. 414p.
26. HOSETTI, B.; FROST, S.A. Review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. *Critical Reviews in Environment Science and Technology*. v. 28, n. 2, p. 193-218, 1998.
27. JONGBLOED, A.W. ; LENIS, N. P. *Environmental concerns about animal manure*. *Journal Animal Science* : v.76,n.10, p.2641- 2648, 1998.
28. KONZEN, E. A. *Agroindústrias - Ingerência Ambiental*. Caderno Técnico da Escola de Veterinária, n.22, p.119-124, 1988.
29. KONZEN, E. A. *Manejo e utilização dos dejetos suínos*. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA, 1983, 32 p. (Circular Técnica, 6)
30. KOZEN, E. A. *Manejo e utilização dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejos em forma líquida*. 1980. 56p. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária Preventiva) Universidade Federal de Minas Gerais.
31. LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. A. *Influência da nutrição sobre o potencial poluente dos dejetos suínos*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 9, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: 1999. p.92.
32. LOEHR, R. C. *Agricultural waste management: problems, processes and approaches*. New York: Academic Press, 1974, 576p.
33. MANHÃES, F. C. S. *Tratamento de dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada*. 1996. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina.
34. MARA, D. D. Low cost waste water treatment in waste stabilization ponds and waste stabilization reservoirs in Brazil. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL: TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDÚSTRIAS, 1996. *Anais...* Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996, .p.128 .
35. MARCATO, S. M.; LIMA, G. J. M. M.; RUTZ, F. Efeito da restrição alimentar sobre a quantidade e composição das fezes e urina excretadas pelos suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 9, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: 1999.
36. MARIEL, I. E., KOZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C.; SANTOS, H. L. Tratamentos e utilização de resíduos orgânicos. *Informe Agropecuário*, n.147, p.24-36, 1987.
37. MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos*. 1997. 206f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina.
38. MERCKEL, A. J. *Manging livestock wastes*. West port: Avi Publishing Company, 1981. 419p.
39. MIRANDA, C. R. *Suinocultura no oeste catarinense e o desenvolvimento sustentável*. *Suinocultura Industrial*, ago/set, p.13-18.1999.
40. MORG, J. A. *Processos de tratamento de resíduos pela "fermentação anaeróbia"*. Pelotas, RS: EMBRAPA/CPACT, 1983. 51p.
41. NASCIMENTO, J. K. F.; NUNES, I. J. *Poluição ambiente por dejetos de suínos: controle nutricional*. Caderno Técnico da Escola de Veterinária, n.20, p.31-41, 1997.

42. NONES, K.; LIMA, G. J. M. M.; BELLAVER, C.; RUTZ, F. *Efeito da formulação da dieta sobre o desempenho de suínos em crescimento e terminação e a composição da carcaça*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 9. 1999. Belo Horizonte: *Anais...* Belo Horizonte, 1999a.
43. NONES, K.; LIMA, G. J. M. M.; BELLAVER, C.; RUTZ, F. *Efeito da formulação da dieta sobre a quantidade e a composição de dejetos suínos em crescimento*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 9. 1999. Belo Horizonte: *Anais...* Belo Horizonte, 1999b.
44. OLESZKIEWICZ, J. A.; KOZIARSKI, S. *Management and treatment of wastes from large piggers*. *Agricultural Wastes*, v.3, n.2, p.123-144, 1981.
45. OLIVEIRA, P. A. V. (coord). *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia, SC: CNPSA – EMBRAPA, 1993. (Documento 27).
46. OLIVEIRA, P. A. V. *Dia de campo sobre o manejo e utilização dos dejetos suínos*. Concórdia, SC. EMBRAPA-CNPSA, 1994. 47p.
47. OLIVEIRA, P. A. V. *Impacto ambiental causado pelos dejetos suínos*. In: Instalações e manejo para suinocultura empresarial. EMBRAPA-CNPSA, São Paulo: Ícone, 1997, p. 63-83.
48. OPERAÇÃO manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas. São Paulo: CETEB, 1989. 91p.
49. PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; ARRIDGE, H. A. *The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond performance and efficiency*. *Water Science Technology* v.31,n.12, p.129-139,1995.
50. PEIXOTO, R. T. G. *Compostagem: opção para o manejo orgânico do solo*. Londrina: IAPAR, 1988, 48p. (IAPAR, Circular, 57)
51. PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. *Microbiologia das águas domésticas e dos esgotos residenciais*. In: *Microbiologia*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1981. v. 2, cap. 3, p. 897-925.
52. PERDOMO, C. C. *Siscal X Ambiente: impacto sobre o meio ambiente*. In: ENCONTRO DO CONESUL DE TÉCNICOS ESPECIALISTAS EM SISCAL, 2, 1999, Santa Catarina. *Anais...* Santa Catarina: p.37-42, 1999.
53. PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. *Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente*. In: Suinocultura intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho. Concórdia, SC.: EMBRAPA – CNPSA, p.223-234,1998.
54. PFEIFFER, A.; HENKEL, H. *The effect of different dietary protein levels on water intake and water excretion of growing pigs*. In: EAAP – Congress Digestive Physiology in the Pigs, 1991. v. 5. p. 126-131.
55. SAFLEY, L. M. *Building managing swine lagoons*. *American Association of Swine Practitioners*, 1996.
56. SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L. *Chemistry for environmental engineering*. 3. ed. New York.: McGraw-Hill, Inc., 1978. 532p.
57. SEGANFREDO, M. *Efeito de dejetos líquidos de suínos sobre algumas características físicas do solo*. In: II REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 1998. Santa Maria: *Anais...* Santa Maria, 1998 p.167-169.
58. SHARPLEY, A. N.; CARTER, P. N. *Impact of long-term swine and apoultry manure application on soil and water resources in Eastern Oklahoma*. *Oklahoma Agricultural Exp. St.*, 1990.

59. SHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G.; JUCKUSK, I.; NADAL R. *Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho*. Florianópolis: EMPASC, 1984. 26p. (Boletim Técnico. 24p).
60. SHERER, E. E.; TAIGANIDES, E. P. Bioengineering properties of feed lot wastes. *Animal Wastes*, p. 131-153, 1977.
61. SILVA, I. J. *Caracterização da suinocultura tecnificada como determinante da implantação do programa de área livre de vacinação contra a peste suína clássica em Minas Gerais*. 1997. 139f. Tese (Doutorado Ciência Animal) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
62. SILVA, P. R. *Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos*. 1973. 62f. Dissertação (Mestrado Engenharia Ambiental) Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
63. SOARES, J.; SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R.; ARAÚJO, A. L.C.; MARA, D.D.; PEARSON, H. W. *Amonia removal in a pilot-scale WSP complex in Northeast Brazil*. In: 3rd IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE. WASTE STABILIZATION PONDS: TECHNOLOGY AND APPLICATIONS. João Pessoa, PA, p.27-31 março, 1995.
64. STANDAR methods for the examination of water and wastewater (APHA-AWWA-WEF), 18 th. E. Wasington, D.C.: American Public Health Association, 1992.
65. TESTA, M. V.; NADAL, R.; MIOR, L. C.; BALDISSERA, I. T.; CORTINA, N. O *desenvolvimento sustentável do oeste catarinense*. EPAGRI/CNPISA: 1996. 247p.
66. TOMS, I. P. Observation on the performance of polishing lagoons. *Journal Water Pollution Control Federal*, v.74, p.383-401, 1975.
67. TUMELERO, I. L. *Avaliação de materiais para sistema de criação de suínos sobre cama*. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina.
68. VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. 1994.
69. VELOSO, J. A. F. Perspectivas de uso dos fosfatos de rocha nacionais na alimentação animal. *Caderno Técnico da Escola de Veterinária da UFMG*, n.6, p.55-84, 1991.
70. VON SPERLING, M. *Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. 140 p.
71. VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1995. 243 p.
72. VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997. 417 p.