

UNIOESTE
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
NÍVEL MESTRADO

ADRIANE ASSENHEIMER

**TRATAMENTO DE DEJETOS BOVINOS EM SISTEMA INTENSIVO DE
PRODUÇÃO DE LEITE COM AERAÇÃO MECÂNICA**

MARECHAL CÂNDIDO RONDON
MARÇO/2007

ADRIANE ASSENHEIMER

**TRATAMENTO DE DEJETOS BOVINOS EM SISTEMA INTENSIVO DE
PRODUÇÃO DE LEITE COM AERAÇÃO MECÂNICA**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Nível Mestrado, para obtenção do título de Mestre.

ORIENTADOR: PROF. DR.
ALESSANDRO TORRES CAMPOS

MARECHAL CÂNDIDO RONDON
MARÇO/2007

À minha mãe, que desde cedo me ensinou que a maior riqueza que alguém pode possuir na vida é o conhecimento e a educação.

Em especial ao meu namorado Evandro Bilibio, por me apoiar e estar presente nos bons e maus momentos.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida e por iluminar meus caminhos em todos os momentos.

À Unioeste pela possibilidade de cursar o mestrado, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia pela oportunidade concedida.

À Embrapa Gado de Leite pela disponibilidade das instalações para a pesquisa.

Ao meu Orientador, Dr. Alessandro Torres Campos, pelo apoio e ajuda na condução deste trabalho.

Aos professores do Mestrado em Agronomia da Unioeste, em especial ao meu co-orientador, Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior, que permitiram a realização deste trabalho.

Ao meu co-orientador na Embrapa Gado de Leite, Dr. Aloísio Torres de Campos, pelo auxílio na realização do experimento.

Aos funcionários da Embrapa Gado de Leite, que me acolheram com muito carinho e auxiliaram na realização do experimento, em especial, Luiz, Rosimeire e Anna Carolynne.

A Banca examinadora composta pelo Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior e pela Prof^a. Dr^a. Edleusa Pereira Seidel.

Aos meus amigos, que sempre deram força quando necessário, em especial, à minha querida amiga Elaine.

Enfim, a todos que, com boa intenção, colaboraram para a realização e finalização deste trabalho.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1 CARACTERÍSTICAS DO AMBIENTE ANIMAL.....	15
2.2 CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS BOVINOS	16
2.3 POLUIÇÃO AMBIENTAL OCASIONADA PELO MANEJO INADEQUADO DOS DEJETOS.....	18
2.4 DEMANDA QUÍMICA E BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	19
2.5 MANEJO DE DEJETOS EM SISTEMAS DE CONFINAMENTO DE BOVINOS	22
2.6 TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIO DE DEJETOS.....	26
2.7 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR LODOS ATIVADOS EM BATELADA (LAB).....	28
2.8 VANTAGENS OFERECIDAS PELO PROCESSO DE LAB.....	34
2.9 DISPOSITIVOS DE AERAÇÃO.....	35
2.10 NITRIFICAÇÃO E DENITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA.....	37
2.11 REMOÇÃO DE FÓSFORO ATRAVÉS DO SISTEMA DE LAB.....	40
2.12 BENEFÍCIOS DO TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIO	42
2.13 PARÂMETROS QUE DEFINEM A QUALIDADE DE UM EFLUENTE	43
2.14 CUIDADOS NA COLETA DAS AMOSTRAS.....	45
3 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE DESENVOLVIMENTO DO EXPERIMENTO	46
3.2 OBJETIVOS DO SISTEMA INTENSIVO DE PRODUÇÃO DE LEITE	47
3.3 REBANHO E INSTALAÇÕES DO SIPL	47
3.4 MANEJO DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS.....	53
3.5 TANQUES DE AERAÇÃO.....	55
3.6 DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	56
3.7 CARACTERÍSTICAS E ESPECIFICAÇÕES DOS AERADORES USADOS NO TRATAMENTO	57

3.8 SISTEMA DE LIMPEZA HIDRÁULICA DOS PISOS DOS GALPÕES	59
3.9 SISTEMA DE BOMBEAMENTO DO ESTERCO LÍQUIDO PARA AS ÁREAS DE CULTIVO.....	60
3.10 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE E EFLUENTE DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	61
3.10.1 Amostragem para Caracterização do Afluente e Efluente.....	61
3.10.2 Parâmetros Analisados	64
3.10.3 Método de Coleta e Preservação de Amostras.....	65
3.11 OPERAÇÃO PELO SISTEMA DE LAB	66
3.12 EQUIVALÊNCIA EM CORRETIVOS E FERTILIZANTES	67
3.13 INDICADORES DE EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO.....	68
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.1 OBJETIVO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ADOTADO NO SIPL	69
4.2 CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE DO SIPL.....	69
4.3 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE DO SIPL.....	70
4.4 REDUÇÕES DE DBO, DQO E ST	71
4.5 REDUÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	75
4.6 REDUÇÕES DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO	77
4.7 DEMAIS BENEFÍCIOS DO TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIO.....	79
5 CONCLUSÕES	81
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 Operações-chave envolvidas na gestão de efluentes pecuários Fonte: Bicudo (1999)	22
FIGURA 2 Ciclos do processo de operação intermitente por lodos ativados por batelada. Fonte: Von Sperling (2001)	30
FIGURA 3 Floco de lodo ativado. Fonte: Bitton (1994)	32
FIGURA 4 Bactérias constituintes dos flocos de lodo ativado. Fonte: Rodrigues (2004)	33
FIGURA 5 Principais sistemas de aeração utilizados no processo de lodos ativados. Fonte: Von Sperling (1997)	36
FIGURA 6 Ciclo do nitrogênio - mecanismos de nitrificação e desnitrificação. Fonte: Saunders (1986).....	38
FIGURA 7 Vista aérea do Sistema Intensivo de Produção de Leite da Embrapa Gado de Leite. Fonte: Embrapa Gado de Leite (2005).....	46
FIGURA 8 Diagrama do sistema de tratamento biológico do esterco líquido com reciclagem do efluente.....	49
FIGURA 9 Galpão de confinamento das vacas em lactação. Fonte: Embrapa (2005)	50
FIGURA 10 Camas em areia para as vacas em lactação. Fonte: Embrapa (2005) .	50
FIGURA 11 Bateria de seis silos de encosta. Fonte: Embrapa (2005).....	51
FIGURA 12 Tanque para tratamento dos dejetos líquidos. Fonte: Embrapa (2005).....	52
FIGURA 13 Alimentação das vacas holandesas em lactação. Fonte: Embrapa (2005)	52
FIGURA 14 Produção de milho para silagem. Fonte: Embrapa (2005).....	53
FIGURA 15 Corredores do galpão antes da limpeza. Fonte: Embrapa (2005)	54
FIGURA 16 Limpeza dos corredores do galpão de confinamento. Fonte: Embrapa (2005)	54

FIGURA 17	Corredores do galpão após a limpeza. Fonte: Embrapa (2005)	55
FIGURA 18	Tanques de aeração que recebem os dejetos líquidos. Fonte: Embrapa (2005)	55
FIGURA 19	Tanque de aeração recebendo os dejetos líquidos através da canaleta. Fonte: Embrapa (2005)	57
FIGURA 20	Aerador-misturador submersível que promove a oxidação e homogeneização da massa líquida. Fonte: Embrapa (2005)	58
FIGURA 21	Canaletas de concreto que conduzem os dejetos líquidos a uma de seis silos de encosta. Fonte: Embrapa (2005)	60
FIGURA 22	Tubulação responsável pela disposição do efluente líquido tratado sobre o solo. Fonte: Embrapa (2005)	61
FIGURA 23	Entrada da estação de tratamento. Fonte: Embrapa (2005)	62
FIGURA 24	Interior do tanque de aeração. Fonte: Embrapa (2005)	62
FIGURA 25	Coleta das amostras no interior do tanque de aeração. Fonte: Embrapa (2005)	63
FIGURA 26	Local da coleta das amostras de fezes e urina. Fonte: Embrapa (2005)	63
FIGURA 27	Coleta das amostras no local da saída para irrigação. Fonte: Embrapa (2005)	64
FIGURA 28	Reator 1, completamente cheio, pronto para iniciar a drenagem. Fonte: Embrapa (2005)	67
FIGURA 29	Reator 2, vazio, no início do processo de enchimento. Fonte: Embrapa (2005)	67
FIGURA 30	Redução percentual de parâmetros do afluente em relação ao ED.....	73
FIGURA 31	Redução percentual de parâmetros do afluente em relação ao EI	75

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Forma de excreção dos nutrientes ingeridos (% do total excretado). Fonte: Wilkinson & Lowrey (1986).....	16
TABELA 2	Fases do ciclo operacional do processo de LAB. Fonte: Irvine & Bush (1979) e Kamiyama (1989).....	66
TABELA 3	Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização dos dejetos puros (fezes + urina) dos animais confinados.....	70
TABELA 4	Resultados de alguns parâmetros obtidos para o afluente.....	71
TABELA 5	Variação da concentração de alguns parâmetros do afluente em relação ao efluente decantado (ED), sobrenadante no tanque de aeração, após um período de duas horas de decantação.....	72
TABELA 6	Variação da concentração de alguns parâmetros do afluente em relação aos valores obtidos para o efluente de irrigação (EI).....	74

LISTA DE ABREVIATURAS

- DBO** - Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO** - Demanda Química de Oxigênio
- C/N** - Relação Carbono Nitrogênio
- ST** - Sólidos totais
- SV** - Sólidos Voláteis
- NT** - Nitrogênio Total
- Free stall** - Baias de descanso individual e de livre acesso para os animais
- O₂** - Gás Oxigênio
- E** - Energia
- CO₂** - Gás Carbônico
- NO₃⁻** - Nitrato
- N₂O** - Óxido Nitroso
- N₂** - Gás Nitrogênio
- N-NH₄⁺** - Nitrogênio Amoniacal
- pH** - Potencial Hidrogeniônico
- SIPL** - Sistema Intensivo de Produção de Leite
- CNPGL** - Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite
- LAB** - Lodo Ativado em Batelada
- EETE** - Entrada da Estação de Tratamento de Efluente
- ETEs** - Estações de Tratamento de Efluentes
- ITA** - Interior do Tanque de Aeração
- P₂O₅** - Fósforo total
- K₂O** - Óxido de Potássio
- CaO** - Óxido de Cálcio
- MgO** - Óxido de Magnésio
- MO** - Matéria Orgânica
- ST** - Sólidos Totais

ED - Efluente Decantado

EI - Efluente de Irrigação

C - Carbono Total

Ca - Cálcio

K - Potássio

Mg - Magnésio

P - Fósforo

SVT - Sólidos Voláteis Totais

SST - Sólidos Suspensos Totais

SSF - Sólidos Suspensos Fixos

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

SFT - Sólidos Fixos Totais (cinzas)

COT - Carbono Orgânico Total

UA - Unidade Animal

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um equipamento de aeração adotado no tratamento de dejetos de bovinos confinados em sistema “free stall”, com reciclagem do efluente diluído na limpeza das instalações e posterior utilização nas áreas de cultivo de forragens. Utilizou-se um reator, operado pelo processo de lodo ativado por batelada (LAB), com sistema de aeração prolongada e intermitente, dimensionado para um tempo de retenção hidráulica de 24 dias, com diluição dos dejetos em água na proporção de volume 1:1. Foram realizadas amostragens na entrada e no interior dos tanques de aeração, na saída da tubulação de irrigação e dos dejetos puros dos animais. Foram determinados os seguintes parâmetros: pH, temperatura, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) totais, matéria orgânica, sólidos totais, sólidos voláteis totais, sólidos fixos totais, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, potássio, fósforo, carbono total, cálcio e magnésio. Altas reduções de DBO (59,05%) e DQO (48,16%) foram alcançadas para o efluente de irrigação. Com relação à estabilização da matéria orgânica, a relação C/N do efluente de irrigação foi de 13,9, indicando que o efluente foi estabilizado. Através dos resultados obtidos, conclui-se que o sistema de aeração foi eficiente para reduzir e estabilizar a matéria orgânica do efluente líquido, tornando possível a sua reciclagem na limpeza das instalações, proporcionando economia considerável de água, com posterior lançamento desse efluente tratado nas áreas de cultivo, melhorando as características físicas, químicas e biológicas do solo.

Palavras-chave: Dejeito bovino, Aerador, Parâmetros físico-químicos, Instalações para bovinos.

ABSTRACT

This work had as objective to evaluate the acting of an aeration equipment adopted in the treatment of dejections of bovine confined in the system "free stall", with the recycling of the diluted effluent in the cleaning of the facilities and subsequent use in the areas of cultivation of forages. A reactor was used, operated by the process of mud activated by "boat-load" (LAB), with system of lingering and intermittent aeration, dimensioned for a time of hydraulic retention of 24 days, with dilution of the dejections in water in the proportion of volume 1:1. Samplings were accomplished in the entrance and inside the aeration tanks, in the exit of the irrigation tubulation and of the pure dejections of the animals. The following parameters were determined: pH, temperature, total Biochemical Oxygen Demand (BOD), total Chemical Oxygen Demand (COD), organic matter, total solids, total fixed solids, total solids suspended, solids suspended fixed, solids suspended volatile, total nitrogen, nitrogen amoniacal, potassium, phosphorus, total carbon, calcium and magnesium. High reductions of BOD (59,05%) and COD (48,16%) were reached for the irrigation effluent. Related to the stabilization of the organic matter, the relationship C/N of the irrigation effluent was of 13,9, indicating that the effluent was stabilized. Through the obtained results, it was found that the aeration system was efficient to reduce and to stabilize the organic matter of the liquid effluent, making possible the recycling in the cleaning of the facilities, providing considerable economy of water, with subsequent release of that treated effluent in the cultivation areas, improving the physical, chemical and biological characteristics of the soil.

Key words: Bovine deject, aerator, Physical-chemical parameters, Dairy cattle buildings.

INTRODUÇÃO

As modernas técnicas de produção agropecuária têm permitido um contínuo aumento na eficiência das cadeias produtivas de alimentos e insumos. Países que dispõem de melhores tecnologias conseguem reduzir a área, o número de animais e a quantidade de trabalhadores necessários à produção agrícola. Da mesma forma, o uso racional dos insumos e o correto manejo dos resíduos, permitem otimizar os sistemas produtivos de maneira a se obter convívio harmonioso entre o homem e o meio ambiente.

O processo produtivo gera subprodutos que podem trazer danos ao meio ambiente, aos próprios animais e ao homem, como os dejetos, que possuem alta capacidade de poluição, na forma sólida, líquida e gasosa. Esses problemas são provocados pelos dejetos animais oriundos, principalmente, dos sistemas intensivos de produção animal, cujas criações se dão em caráter de confinamento.

De acordo com Silva (1973), um dos maiores problemas no confinamento de bovinos de leite é a grande quantidade de dejetos produzidos diariamente, numa área reduzida. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído num problema para os criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos.

Assim, segundo Campos *et al.* (2003), o manejo inadequado e a falta de tratamento dos resíduos da produção animal podem acarretar problemas ambientais graves. Em muitos países, os efluentes oriundos da produção animal são a principal fonte de poluição dos recursos hídricos, superando os índices das indústrias, consideradas até então as grandes causadoras da degradação ambiental.

Graves problemas ambientais ocorrem quando estes resíduos entram em rios e lagos, ocasionando a morte de peixes e microorganismos, devido à alta Demanda Bioquímica de Oxigênio. As contaminações não estão restritas apenas a rios e lagos, atingindo também outras fontes naturais como os lençóis freáticos e o próprio solo.

A preservação ambiental, preocupação básica de qualquer sistema de produção deve estar presente em qualquer atividade, em especial no manejo dos dejetos e rejeitos de animais. É necessário que os dejetos sejam tratados de forma adequada, para que não ofereçam riscos de poluição quando retornarem à natureza. Após o devido tratamento, os dejetos poderão ser usados como adubo orgânico, respeitando sempre as limitações impostas pelo solo, água e planta.

Os métodos de reciclagem dos nutrientes e da matéria orgânica dos dejetos animais, segundo Campos *et al.* (1999), é o melhor destino que se pode dar a esses resíduos para evitar a poluição ambiental, bem como preservar as características físicas, químicas e biológicas dos solos.

O tratamento e a reciclagem de resíduos orgânicos não representam, necessariamente, uma solução final para os problemas de escassez de alimentos ou do saneamento ambiental, mas podem contribuir significativamente para reduzir os danos causados pela sua disposição desordenada no meio ambiente, além de propiciar a recuperação de solos agrícolas exauridos pela ação de fertilizantes químicos aplicados indevidamente (LIMA, 2002).

Portanto, é necessário promover a reciclagem dos resíduos, visando minimizar problemas ambientais. Um dos métodos de reciclagem é o tratamento biológico aeróbio, onde os dejetos são estabilizados mais rapidamente e em melhores condições. Neste sistema, utilizam-se equipamentos, denominados aeradores, que promovem a oxigenação e homogeneização da massa líquida de dejetos dentro dos tanques de aeração.

Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi avaliar a eficácia de um equipamento de aeração utilizado no tratamento de dejetos bovinos no sistema intensivo de produção de leite do Centro Nacional de Pesquisa em Gado de Leite, da Embrapa Gado de Leite.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CARACTERÍSTICAS DO AMBIENTE ANIMAL

O acelerado avanço tecnológico, associado a um intenso processo de urbanização, tem causado sérios problemas ambientais ao planeta, sobretudo nas nações menos desenvolvidas ou em estágio de desenvolvimento. As agressões ambientais são devidas, basicamente, à exploração predatória dos recursos naturais e à falta de medidas de controle do lançamento de resíduos sólidos, líquidos e gasosos (LEITE *et al.*, 2003).

O aumento da demanda por produtos de origem animal tem provocado a exploração intensiva de animais que são agrupados em grande número, produzindo grande quantidade de dejetos em pequenas áreas, gerando problemas tanto para seu tratamento e disposição, quanto de poluição ambiental (VIEIRA, 1991; CAMPOS *et al.*, 2003). Segundo a Embrapa (1998), os problemas causados por essas atividades tendem a crescer no Brasil, devido, principalmente, ao crescimento do consumo interno e da exportação de carnes.

Métodos de manejo adequado do gado leiteiro poderão reverter em uma melhor produção do rebanho. Além dos sistemas adequados de exploração, as instalações também fazem parte da maximização da produção leiteira, sem contar com a genética, a nutrição e a sanidade animal (SOUZA *et al.*, 2004).

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

A qualidade do ar nos sistemas de criação está diretamente relacionada ao metabolismo dos animais, liberando diretamente para o ar, calor, umidade e dióxido de carbono provenientes da respiração, gases oriundos da digestão e poeira.

Indiretamente, outros produtos são liberados para o ar: calor, umidade, gases da digestão aeróbia e anaeróbia da cama e dejetos, e poeira liberada pelos arredores, piso e ração (SAMPAIO *et al.*, 2005).

2.2 CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS BOVINOS

Oliveira (1993) registrou que a produção média de resíduos líquidos de bovinos de leite é da ordem de 9,4 L dia⁻¹ e de esterco, de 10 a 15 kg animal⁻¹ dia⁻¹.

Pauletti (2004) também descreve a quantidade de dejetos produzidos por dia por bovinos com peso de 453 kg, sendo 23,5 kg de esterco e 9,1 kg de urina. Relata, inclusive, a distribuição dos minerais consumidos por vacas em lactação: 10% é retido pelo animal e 90% sai na forma de urina e fezes; 25% do nitrogênio é retido, 18% sai pelas fezes e 57% sai pela urina. A Tabela 1 apresenta a forma de excreção dos nutrientes ingeridos de pastagens (% do total excretado).

Tabela 1. Forma de excreção dos nutrientes ingeridos (% do total excretado)

Elemento	Urina	Fezes
N	76-82	18-24
K	70-90	13-30
P	Traços	95+
Mg	30-10	70-90
S	6-90	10-94
Ca	traços	99

Fonte: WILKINSON & LOWREY (1973).

Diversos resultados de pesquisa têm evidenciado a concentração de nutrientes em resíduos orgânicos, como é o caso dos dejetos líquidos de gado de leite. Segundo Overcash *et al.* (1983), cada animal excreta aproximadamente 145 g de nitrogênio, 42,7 g de fósforo e 131,5 g de potássio em esterco fresco, diariamente. O seu uso como fertilizante tem resultado, normalmente, em aumentos significativos na produtividade das outras culturas, tanto naquelas utilizadas como cobertura de solo (OLSEN & BARBER, 1977; BARCELLOS, 1991) como naquelas cultivadas para fins comerciais (EVANS *et al.*, 1977).

Haynes & Williams (1993) observaram que é baixa a taxa de utilização de nutrientes ingeridos, sendo que na média dos três nutrientes ingeridos (NPK), 65% do que é absorvido é eliminado via urina e fezes. Portanto se estes dejetos são originados em sistemas de confinamento ou semi-confinamento e não possuem um adequado sistema de manejo, o sistema está perdendo em média 65% do que forneceu como alimento aos animais.

A quantidade de nutrientes retornados ao solo, via fezes e urina dos animais, varia amplamente em função da qualidade e quantidade de forragem consumida e da necessidade do animal. Uma quantidade substancial de nutrientes que está contida nas fezes dos animais, pode ser potencialmente reciclada no solo em uma forma mais prontamente disponível (SIQUEIRA JUNIOR, 2005).

As excreções de bovinos apresentam em seu conteúdo quantidades consideráveis de nutrientes essenciais para as plantas como por exemplo o fósforo, potássio, nitrogênio, cálcio, magnésio e enxofre. De acordo com Osaki (1990), a média anual de esterco produzido por uma vaca de estábulo de 400 kg varia de 11.200 a 11.400 kg, e os dejetos sólidos (secos) possuem 1,11% de N, 0,68% de P_2O_5 , 0,67% de K_2O , 0,72% de CaO e 0,43% de MgO.

O uso de dejetos animais como fertilizante vem se intensificando, pelo fato do adubo orgânico trazer inúmeros benefícios ao solo, influenciando direta ou indiretamente nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas (STEVENSON, 1994). Contudo, é necessário tomar alguns cuidados com relação à alimentação e o manejo dos animais para evitar a presença de elementos tóxicos nos dejetos.

A utilização de dejetos líquidos de bovinos, disponíveis em grandes quantidades em sistemas de confinamento, pode propiciar uma diminuição nos custos de produção, pela substituição aos adubos químicos (SILVA, 2005).

O fato dos dejetos bovinos apresentarem grande quantidade de nutrientes em sua composição tem despertado a atenção do governo e da pesquisa. Tal interesse é devido, por um lado, ao alto custo dos fertilizantes químicos que limita o seu uso pelos agricultores familiares, e por outro lado, à pressão social por uma agricultura sustentável, onde a reciclagem de nutrientes dentro da propriedade contribua não somente para a redução dos custos, mas também para a redução da poluição ambiental (SIMAS & NUSSIO, 2001).

2.3 POLUIÇÃO AMBIENTAL OCACIONADA PELO MANEJO INADEQUADO DOS DEJETOS

A crescente necessidade de preservação do ambiente e de bem-estar da população vem desafiando a comunidade científica no que se refere aos processos de tratamento de resíduos poluidores (SOUZA *et al.*, 2005).

Segundo a Embrapa (2003), o esgotamento de recursos naturais e a degradação do meio ambiente estão fazendo com que haja uma preocupação forte e constante no desenvolvimento de conhecimentos e tecnologias de reciclagem de nutrientes, na disposição ambiental correta dos dejetos animais e na reutilização dos resíduos rurais.

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

O crescimento dos rebanhos e, conseqüentemente, da produção leiteira têm aumentado a necessidade de aperfeiçoar o gerenciamento dos resíduos, sendo necessário um adequado armazenamento desses dejetos para reciclar os nutrientes e prevenir a poluição ambiental (WILKERSON, *et al.*, 1997).

A disposição inadequada dos resíduos sólidos promove a contaminação do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas, além da proliferação de vetores de doenças, influenciando negativamente a qualidade ambiental e a saúde da população, portanto esta prática deve ser evitada (LEITE *et al.*, 2004).

Nas zonas rurais, como conseqüência da criação de animais em confinamento e semiconfinamento, há uma grande produção de dejetos. Grande parte desses dejetos é lançado diretamente nos cursos d'água ou acumulado inadequadamente, provocando sérios desequilíbrios ecológicos (CHATEAUBRIAND *et al.*, 1989). Este resíduo orgânico é obtido da água de lavagem de currais e granjas, sendo constituído de fezes, urina, restos de rações, pêlos e camas.

Na produção de leite, quando os animais são mantidos em regime de semi ou confinamento completo, é preciso planejar o melhor método de aproveitar esses dejetos e, conseqüentemente, escolher o tipo de tratamento e manejo mais adequado ao sistema de produção (CAMPOS *et al.*, 2003).

Em sistemas de total confinamento de bovinos leiteiros, um volume considerável de dejetos animais é gerado diariamente. O manejo inadequado desses dejetos, que são ricos em matéria orgânica e agentes patogênicos, pode ser responsável pela poluição de águas superficiais e subterrâneas, devido ao carreamento desse material pela ação das chuvas (DORAN & LINN, 1979).

Um manejo adequado dos resíduos é uma necessidade sanitária, ecológica e econômica. Sanitária, pois os resíduos podem prejudicar a saúde dos animais e do homem, tanto dentro como fora da propriedade. Ecológica, porque os resíduos, ricos em matéria orgânica e nutrientes, causam poluição e desequilíbrio no meio ambiente. E por fim, econômica devido ao fato do tratamento de resíduos envolver recursos de equipamentos, materiais e mão de obra, que oneram o sistema produtivo e podem até mesmo inviabilizá-lo (HARDOIM *et al.*, 2000).

Segundo o mesmo autor, em um sistema de produção de leite adequadamente planejado, a quantidade dos resíduos pode ser estimada e usada como recursos de suprimentos, tanto de energia como de fertilizante.

A disposição de águas residuárias de criações animais no solo é muito usada no mundo, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, tanto como técnica de tratamento por escoamento superficial quanto na fertilização de solos cultivados. No Brasil, ela tem sido muito usada na fertirrigação de culturas exploradas em regiões produtoras de suínos e bovinos, criados em sistema de confinamento (FREITAS *et al.*, 2004).

2.4 DEMANDA QUÍMICA E BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

Os dejetos animais criados em regime de confinamento são fontes de poluição para o ambiente, particularmente das águas, pois a solução geralmente encontrada pelos criadores para eliminar a grande quantidade de dejetos produzida consiste em descarregá-los em cursos de águas, sem se preocuparem com a conseqüente degradação ambiental (DENÍCULI *et al.*, 1997; OLIVEIRA, 1997).

Caso seja lançada em um corpo de água uma grande quantidade de matéria orgânica, haverá o consumo parcial dela pelos microorganismos presentes no meio. Como conseqüência dessa degradação, esta colônia formada consome grande

quantidade de oxigênio, levando à morte diversas espécies da fauna e da flora (TONETTI *et al.*, 2003).

Os compostos orgânicos são normalmente constituídos de uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio e, em alguns casos, nitrogênio (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

O lançamento direto em cursos d'água, feito sem controle por longos anos, passou a ser considerado ameaça para o meio ambiente como um todo e para a qualidade de vida da humanidade, tendo como principais conseqüências a mortalidade acentuada dos peixes e a eutrofização.

Do ponto de vista ecológico, o termo “eutrofização” designa o processo de degradação que sofrem os lagos e outros corpos d'água quando excessivamente enriquecidos de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que limitam a atividade biológica (BRANCO, 1971; PEREIRA, 2004).

O conteúdo de matéria orgânica presente em amostras de águas residuárias pode ser estimado pela quantidade de oxigênio necessária para sua degradação. Quando a degradação ocorre quimicamente, é chamada de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e é definida como a quantidade de um oxidante específico que reage com a amostra sob condições controladas (STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 1998). Trata-se de um parâmetro determinado com elevada freqüência em estações de tratamento de águas residuárias.

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em cursos de águas é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

A DBO é a quantidade de oxigênio elementar consumida por microrganismos durante a degradação da matéria orgânica. A DBO não depende somente da composição e da concentração da matéria orgânica, mas também do número e da atividade dos microrganismos, da temperatura e da turbulência (CETESB, 1994).

A Demanda Química de Oxigênio é definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar os componentes de uma amostra que sejam oxidáveis por um agente oxidante forte (normalmente dicromato de potássio) em uma solução ácida (APHA, 1992). O dicromato de potássio é normalmente utilizado na oxidação

dos componentes de efluentes. Para o tratamento de águas, utiliza-se o permanganato de potássio, que é um oxidante mais brando.

Os processos de oxidação envolvem a transferência de elétrons de um agente redutor para um agente oxidante e, portanto, a DQO mede a quantidade potencial de elétrons que pode ser transferida da matéria orgânica não estabilizada (doador) para um aceptor de elétrons disponível. Parte da DQO pode ser refratária ao metabolismo microbiano e não será aproveitada, entretanto é a transferência desses elétrons, ou parte deles, de uma maneira catalisada e controlada, que fornece a energia necessária para a manutenção e crescimento microbiano durante o tratamento biológico (AQUINO, 2003).

Braile & Cavalcanti (1993) consideram um resíduo facilmente biodegradável, quando suas demandas química e bioquímica de oxigênio apresentam uma relação DQO/DBO menor que 2. Se essa relação for maior que 3, menos biodegradável será o resíduo e, evidentemente, mais difícil o tratamento por processos biológicos (SOUZA, 1982).

Nesse caso, se a parte não biodegradável não é importante do ponto de vista da poluição, recomenda-se o tratamento biológico convencional, e o efluente tratado terá grande redução de DBO e redução parcial de DQO. Contrariamente, se a parte não-biodegradável é causadora de poluição, o tratamento biológico, a princípio, não é recomendado. A velocidade de decomposição da matéria orgânica não depende somente da quantidade de oxigênio dissolvido e do número e atividade das bactérias, mas também da composição do material, das dimensões das partículas e da sua relação C/N (carbono/nitrogênio) (KIEHL, 1985; OLIVEIRA, 1993).

Giessmann (1981) argumenta que, na fermentação aeróbia, as perdas de nitrogênio são controláveis, ampliando-se a relação C/N do substrato. Na avaliação de um composto, a relação C/N é um índice que fornece uma indicação técnica, se a matéria orgânica está na forma crua, bioestabilizada ou humificada. Assim, quando a relação C/N do composto for igual ou inferior a 12, o material está humificado; quando a relação for igual ou inferior a 17, diz-se que o composto está bioestabilizado, e acima de 30, a matéria orgânica está na forma crua (KIEHL, 1978, 1979, 1981, 1985, 1998).

Segundo Kiehl (1985), se a relação C/N do substrato é maior que 35, os microrganismos não terão o material plástico para construir a própria matéria celular,

além do que será necessária a realização de inúmeros ciclos vitais para eliminar o excesso de carbono na forma de CO₂.

Segundo Merten & Minella (2002), os dejetos produzidos em sistemas de criação de animais é rico em nitrogênio, fósforo e potássio, e seu material orgânico apresenta uma alta DBO. O fósforo e a alta DBO causam grandes impactos ao ecossistema aquático de superfície, sendo o fósforo responsável pelo processo de eutrofização das águas e a DBO pela redução do oxigênio disponível.

2.5 MANEJO DE DEJETOS EM SISTEMAS DE CONFINAMENTO DE BOVINOS

As águas residuárias provenientes de atividades agropecuárias constituem fator de relevante importância na poluição das águas, do ar e do solo. Os dejetos animais, independentemente de suas características e dos benefícios que podem trazer, estão sendo considerados substâncias indesejáveis e de difícil manejo (OLIVEIRA *et al.*, 2000a).

O sistema de gestão dos dejetos é composto por um conjunto de operações chave inter-relacionadas (Figura 1), no âmbito do qual os sistemas de tratamento assumem um papel preponderante, já que permitem adequar as características dos efluentes pecuários às condições ambientais impostas pela existência de áreas agrícolas limitadas (BICUDO, 1999).

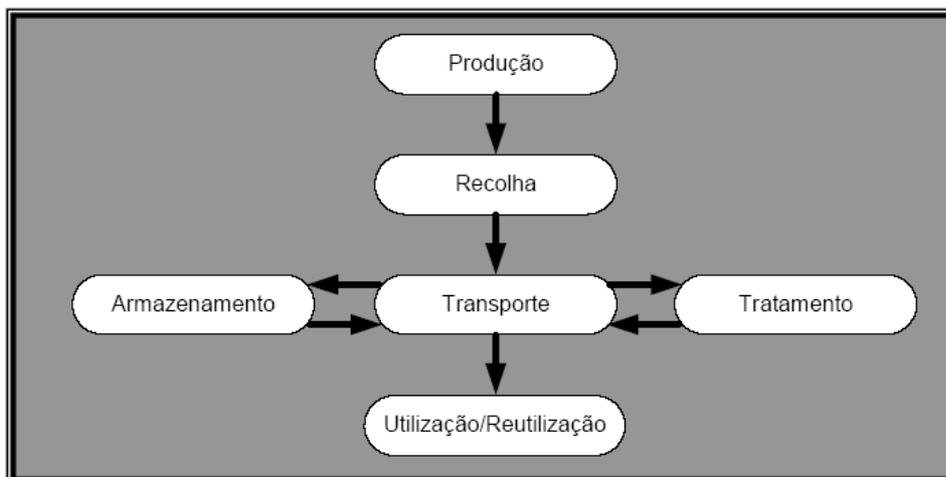


Figura 1. Operações-chave envolvidas na gestão de efluentes pecuários (BICUDO, 1999).

O manejo adequado dos dejetos é um requisito básico ao sucesso de qualquer empreendimento agropecuário. De forma mais simplificada, o bovino usado para a produção de leite pode ser analisado como uma máquina que processa o alimento convertendo apenas parte deste em leite, o restante é eliminado na forma de resíduos que possuem grande capacidade de poluição (HARDOIM, 1999).

Segundo Silva & Magalhães (2001), os novos sistemas de confinamento de gado devem observar as seguintes premissas: (a) utilização de recursos, atendendo as taxas permitidas pelo meio; (b) situar atividades em áreas e em ecossistemas com uma alta capacidade de suporte; e (c) a emissão de efluentes de determinada atividade não ultrapasse a capacidade de assimilação do meio ambiente (sistemas semi-intensivos e extensivos, por exemplo).

De acordo com Moore (1997), o manuseio dos dejetos tem sido um desafio desde que se iniciaram os sistemas de confinamento de gado. Apesar dos diferentes modos de manuseio, o gerenciamento dos dejetos é sempre o mesmo: coleta, armazenamento, tratamento e posterior utilização em plantações.

O uso de dejetos animais como adubo do solo, apesar de parecer a maneira mais fácil de resolver o problema, não é a única solução e nem a final (SEGANFREDO, 2000).

Derísio (1992) argumenta que os resíduos de animais, embora sejam de grande importância quanto ao problema da poluição, ainda são pouco considerados.

Segundo Lindley (1979), é raro uma fazenda produtora de leite ter um sistema satisfatório de manejo de dejetos. Acrescenta que não há uma solução única, sendo que todas as alternativas devem ser consideradas.

Para Lanyon (1994) e Morse Meyer *et al.* (1997), as interações entre práticas de gerenciamento de resíduos e a qualidade da água e ar têm ganhado uma crescente atenção. Essas práticas devem ser avaliadas para o desenvolvimento de programas de pesquisas que implementem técnicas de gerenciamento alternativas, minimizando riscos ambientais.

O bombeamento, condução e distribuição do esterco líquido no campo podem ser realizados eficientemente por meio de sistemas de irrigação. No entanto, o dimensionamento adequado desses sistemas requer o conhecimento de parâmetros físicos e químicos inerentes ao esterco líquido (DENÍCULI *et al.*, 1997). O tratamento de resíduos orgânicos semi-líquidos ou líquidos por incorporação à

solos de uso agrícola corrente têm-se ampliado nas últimas décadas (SOARES *et al.*, 2000).

Existe, atualmente, uma grande variedade de equipamentos de manuseio de dejetos disponíveis no mercado, incluindo agitadores e bombas de sucção, separadores mecânicos e válvulas de descarga para aplicação nas plantações. A coleta diária dos dejetos em grandes rebanhos é amplamente realizada através do sistema de transporte hidráulico, principalmente em regiões de clima temperado. Esse sistema reduz o trabalho e propicia uma excelente limpeza dos galpões de confinamento, mas exige o manuseio e armazenamento de um grande volume de águas residuárias (MOORE, 1997).

Na exploração pecuária, os dejetos diluídos, a água desperdiçada em bebedouros e a água de lavagem de instalações para criação em regime de confinamento, geram grande volume de águas residuárias, as quais são fontes significativas de poluição ambiental. Em geral, no Brasil, essas águas têm sido dispostas de forma inadequada, isto é, lançadas diretamente em cursos de águas sem passar por um prévio tratamento (GOMES FILHO *et al.*, 2001).

A disposição dos dejetos constitui um problema tão grave, que limita as possibilidades de localização ou ampliação das atividades zootécnicas. Quando o manejo do gado se faz em regime extensivo, as dejeções são distribuídas no solo onde sofrem um processo completo de decomposição pelos microorganismos, reduzindo a contaminação do ambiente, dada à pequena concentração de animais que o referido regime implica (GARCIA-VAQUERO, 1981).

Nos sistemas de exploração de leite, onde os animais são mantidos em confinamento, a limpeza das fezes e urina é o maior problema no manejo da criação (PEIXOTO, 1986).

A quantidade de dejetos produzidos por dia, os teores de umidade, de matéria seca e a composição química variam de acordo com o peso do animal, tipo de alimentação consumida, digestibilidade do alimento, quantidade de água ingerida, estação do ano entre outros fatores (CAMPOS, 1997).

Assim, um dos maiores problemas destes sistemas é a grande quantidade de resíduos produzidos diariamente devido à elevada concentração de animais. Estes resíduos constituem-se de dejetos, de material usado nas camas, de água com produtos utilizados na limpeza, de restos de animais (pêlos e células mortas), etc. Os dejetos, que constituem a maior parte dos resíduos, contêm a parte sólida,

que são as fezes, e a parte líquida que é a urina. O destino final dos resíduos tem se constituído num problema para criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos (HARDOIM *et al.*, 2000).

Na maioria dos casos, as operações diárias usam jatos de água para diluir o esterco e facilitar o armazenamento. Isso cria um grande volume de esterco diluído, que depois de tratado, é utilizado para fertirrigação de culturas agrícolas (POWERS *et al.*, 1997).

Bickert *et al.* (1995) afirmam que estimar o volume de dejetos e águas residuárias coletadas e armazenadas é um passo importante no sistema de manejo dos dejetos. Sugerem ainda, que os seguintes elementos devem ser considerados para calcular o volume de água residuária gerada pela criação: dejetos, cama usada pelos animais, lavagem da sala de espera, ordenha e galpões, escoamento superficial nos piquetes, evaporação, efluente da silagem e água pluvial.

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

A água residuária é gerada durante a higienização dos animais, limpeza de equipamentos de ordenha e armazenamento do leite, consumindo aproximadamente 200 litros por animal (VITKO, 1999).

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

Portanto, caso esses resíduos não sejam adequadamente manejados e distribuídos, podem causar prejuízos ao meio ambiente, comprometendo a sobrevivência do homem e dos animais. Na tentativa de resolver esses problemas, a reciclagem de dejetos líquidos de bovinos com tratamento biológico aeróbio vem sendo indicada como alternativa técnica no desenvolvimento de uma agricultura sustentável nos sistemas intensivos de produção de leite (CAMPOS *et al.*, 2002).

Esse tratamento é indicado, pois os processos anaeróbios, em geral, não produzem um efluente que se enquadre completamente nos padrões da legislação ambiental. O pós-tratamento aeróbio se faz necessário para completar a remoção da

matéria orgânica e proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados durante o tratamento anaeróbio, como nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 1997).

O melhor sistema de tratamento do resíduo pecuário deve ser projetado para minimizar o impacto ao meio ambiente e maximizar a recuperação dos recursos energéticos e fertilizantes que estes contêm, com o objetivo de aproveitá-los no aumento da produtividade (HARDOIM *et al.*, 2000).

Os dejetos animais podem, quando bem manejados, constituir-se em alternativa econômica para a propriedade rural, sem comprometimento da qualidade ambiental (OLIVEIRA *et al.*, 2000b), pois a matéria orgânica proveniente do tratamento das águas residuárias é um insumo que pode influenciar positivamente algumas características do solo, melhorando sua sustentabilidade, com reflexos ambientais imediatos, como a redução da erosão e a conseqüente melhoria da qualidade dos recursos hídricos (ANDREOLI *et al.*, 1998).

É preciso ter a consciência que a implementação de qualquer técnica de tratamento em explorações agrícolas acarreta um custo adicional para a atividade pecuária. Assim, torna-se importante avaliar qual tecnologia de tratamento com menores custos possibilita satisfazer requisitos ambientais como estabilizar, concentrar e remover nutrientes; reduzir a carga orgânica inerente ao efluente; reutilizar a água utilizada no processo; eliminar a emissão de odores ofensivos e desagradáveis, bem como a liberação de amônia, dióxido de carbono e metano para a atmosfera (BICUDO & RIBEIRO, 1996).

2.6 TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIO DE DEJETOS

Os processos aeróbios são os mais utilizados nos países desenvolvidos. Em condições aeróbias, a matéria orgânica é convertida em gás carbônico, água e biomassa (VIEIRA & SILVA, 2002).

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

O tratamento biológico de efluentes ocorre inteiramente por mecanismos biológicos. Estes processos biológicos reproduzem, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem, em um corpo de água, após o lançamento de despejos. No

corpo de água, a matéria orgânica é convertida em produtos inertes por mecanismos puramente naturais, caracterizando o fenômeno da autodepuração. Em uma estação de tratamento de efluentes os mesmos fenômenos básicos ocorrem, mas com a introdução de tecnologia. Essa tecnologia tem como objetivo fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas (ISOLDI & KOETZ, 2004).

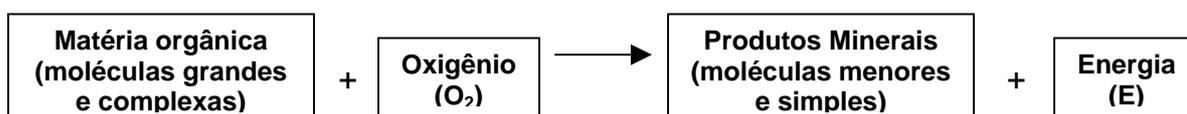
Segundo Branco (1978), os processos de tratamento biológico podem ser aeróbios e anaeróbios, conforme o tipo de respiração dos microorganismos decompositores. Consistem em acelerar os processos naturais de decomposição, utilizando os mesmos microorganismos existentes na natureza, porém, fornecendo-lhes as condições físicas e químicas ideais a sua atividade. Desse modo, os microorganismos reproduzem-se mais ativamente em menor tempo e espaço reduzido, passando a decompor maiores quantidades de resíduos.

Assim, o tratamento biológico aeróbio é uma técnica que consiste em obter mais rapidamente e em melhores condições a estabilização da matéria orgânica biodegradável, através de processos físicos, químicos e biológicos (KIEHL, 1985). Sendo a função do tratamento biológico, remover a matéria orgânica do efluente, por meio do metabolismo de oxidação e síntese das células (VON SPERLING, 1994).

Os sistemas biológicos de tratamento de resíduos devem atender alguns aspectos importantes: remoção da matéria orgânica, portanto redução da DBO do resíduo a ser tratado; se possível, degradação de compostos químicos orgânicos de difícil degradação (recalcitrantes); e fornecimento de um efluente em condições que não afete o equilíbrio do sistema receptor final (rios e lagos) (MENDES *et al.*, 2005).

Segundo Von Sperling (1996), no tratamento aeróbio, é fundamental o fornecimento de oxigênio para que os microorganismos possam realizar os processos metabólicos conduzindo à estabilização da matéria orgânica.

O fenômeno da decomposição é um processo de nutrição e respiração ou oxidação biológica. Reações de oxidação podem ser realizadas em presença ou ausência de oxigênio livre (BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Segundo os mesmos autores, o processo de respiração aeróbia pode ser representado pela seguinte reação:



Na presença de oxigênio molecular a oxidação é completa, ou seja, a molécula é totalmente desmembrada, cedendo toda a sua energia potencial disponível e formando, como subproduto, o dióxido de carbono, que é desprovido de energia útil (CAMPOS, 1997).

Os fenômenos inerentes à respiração e à síntese são predominantes na transformação dos componentes complexos em compostos mais simples (CETESB, 1994).

O ambiente aeróbio, com abundância de ar, é mais propício à decomposição, pois é um processo mais rápido, que não produz mau cheiro e proliferação de moscas (KIEHL, 1985).

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

2.7 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR LODOS ATIVADOS EM BATELADA (LAB)

A estabilização aeróbia das águas residuárias que contêm substâncias biodegradáveis tem sido realizada por três processos biológicos: lodos ativados, filtros biológicos e lagoas de estabilização aeróbia (BRANCO & HESS, 1975; CULP *et al.*, 1978; BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Segundo esses autores, o processo biológico mais empregado atualmente para estabilizar a matéria orgânica biodegradável dos despejos agroindustriais e dos esgotos sanitários é o de lodos ativados.

O tratamento de efluentes por lodos ativados em batelada tem sido exaustivamente estudado pela comunidade científica, pois apresenta algumas vantagens: flexibilidade operacional (pode-se programar o horário de desligamento dos equipamentos de aeração, para diminuir o custo de energia), economia de

espaço (todas as operações – reação, decantação – são realizadas em um único tanque), fornecendo um efluente de boa qualidade e um alto grau de eficiência na remoção de matéria orgânica (ANDREOLI *et al.*, 1998).

Nas duas últimas décadas do século passado, o avanço tecnológico viabilizou a operação de sistemas de lodos ativados em batelada com a utilização mínima de mão-de-obra e de energia (CYBIS *et al.*, 2004).

Em sua forma mais simples, uma instalação de tratamento por lodos ativados consta de um reator (tanque), munido de equipamentos de aeração, contendo em seu bojo, ou fora dele, um dispositivo para decantação e recirculação do lodo, em todo ou em parte (BRANCO & HESS, 1975).

Giessmann (1981) argumenta que os tanques de forma circular, além de facilitar a mistura por oferecer menor resistência ao movimento da massa, apresentam melhor distribuição da pressão por unidade de área, possibilitando sua construção em alvenaria de tijolos maciços ou blocos de concreto, com pilares e cintas de concreto armado. O autor comenta ainda que os tanques podem ser construídos enterrados no solo, para reduzir os custos de construção.

O tratamento aeróbio, através do sistema de lodos ativados com aeração prolongada, é extremamente eficiente na remoção de matéria orgânica (SANTOS & SANTAELLA, 2002). O esgoto é sedimentado e o efluente passa para o tanque de aeração; o lodo contendo microorganismos aeróbios cresce e é recirculado, mantendo uma alta velocidade de degradação da matéria orgânica (VIEIRA & SILVA, 2002).

O princípio do processo de lodos ativados por batelada consiste na incorporação de todas as unidades de processos e operações normalmente associadas ao tratamento convencional de lodos ativados, quais sejam, decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária, em um único tanque. Utilizando um tanque único, esses processos e operações passam a ser simplesmente seqüências no tempo, e não unidades separadas como ocorre nos processos convencionais de fluxo contínuo (VON SPERLING, 2001).

Segundo o mesmo autor, o processo de lodos ativados com fluxo intermitente é ainda freqüentemente utilizado na modalidade de aeração prolongada, quando o único tanque passa a exercer também a função de digestão do lodo, dispensando unidades de digestão separadas. O processo consiste de um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento, através do

estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando, dessa forma, a necessidade de decantadores separados e das elevatórias de recirculação de lodo. Os ciclos normais de tratamento são ilustrados na Figura 2.

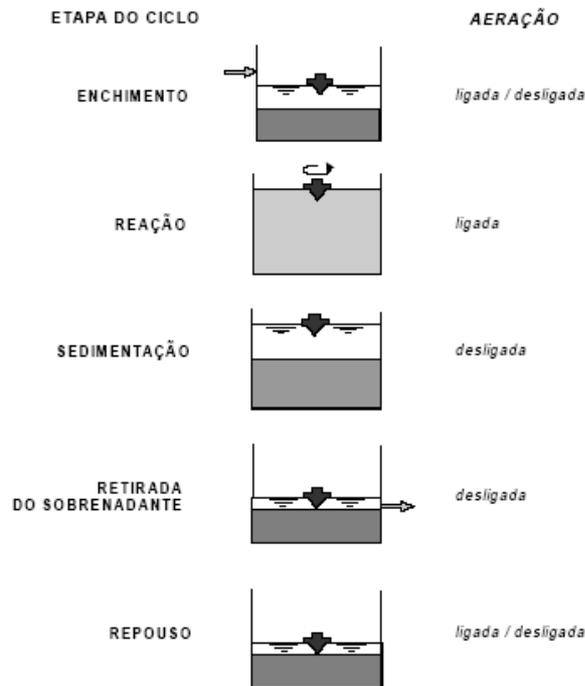


Figura 2. Ciclos do processo de operação intermitente. (VON SPERLING, 2001).

Kamiyama (1989) descreve o ciclo operacional do processo de LAB, que contém cinco fases distintas:

- Período de enchimento: o afluente é admitido no reator, podendo-se iniciar a reação desde o início do enchimento, ou em qualquer momento, dependendo do que se deseja remover no afluente a ser tratado.
- Período de reação: tempo necessário para que ocorram as reações desejadas no tratamento. Nesta fase, ocorre a aeração.
- Período de decantação: tempo necessário para que ocorra a sedimentação dos sólidos do efluente tratado. Nesta fase a aeração é interrompida, permitindo a decantação dos sólidos.
- Período de drenagem: tempo necessário para a descarga (drenagem) do efluente tratado (sobrenadante líquido).

- Período de repouso: tempo necessário para a descarga do lodo biológico em excesso.

De acordo com Von Sperling (1994), se a operação do sistema é intermitente, podem ocorrer, em um único tanque, em fases diferentes, as etapas de reação (aeradores ligados) e sedimentação (aeradores desligados). Quando desligados, os sólidos sedimentam, ocasião em que se retira o efluente tratado (sobrenadante). Ao se ligar os aeradores, os sólidos sedimentados retornam à massa líquida, dispensando equipamentos de recirculação. Neste sistema, o equipamento mínimo necessário é o aerador.

No processo de lodos ativados há o fornecimento de oxigênio através de aeradores mecânicos ou difusores de ar. O reator tem recirculação de parte do lodo produzido criando uma grande biomassa de contato. A biomassa produzida no reator é retirada por decantação formando um lodo que necessita estabilização e tratamento (VON SPERLING, 1995).

Para que a biomassa presente no lodo tenha uma boa eficiência de remoção de matéria orgânica e boa sedimentabilidade, são necessárias algumas condições, podendo-se destacar a quantidade substrato e nutrientes disponíveis, a concentração de oxigênio dissolvido e a intensidade de agitação no reator, o pH, a temperatura e a ausência de substâncias tóxicas aos microrganismos (RODRIGUES, 2004).

Este tipo de processo fundamenta-se na utilização de bactérias e fungos que requerem oxigênio molecular (FREIRE *et al.*, 2000). O sistema pode apresentar variações com o aumento do tempo de retenção (aeração prolongada) produzindo um lodo estabilizado pelas bactérias ou utilizar a aeração intermitente que faz com que o lodo produzido seja decantado e o sobrenadante retirado. Neste sistema não é necessário o decantador primário, pois o lodo será tratado novamente quando forem ligados os aeradores mecânicos (VON SPERLING, 1995).

A absorção do oxigênio se desenvolve através de duas fases principais. A *respiração endógena* do lodo é o oxigênio necessário para a respiração do lodo ativado, ou seja, a energia requerida para manter as funções das células. A *degradação do substrato* representa o consumo de oxigênio por parte dos microrganismos para a degradação dos substratos presentes no líquido alimentado (ANDREOTTOLA *et al.*, 2005).

Segundo Rodrigues (2004), os sistemas de lodos ativados podem ser de fluxo contínuo ou intermitente (batelada). No primeiro caso, o lodo sedimenta no decantador secundário, permitindo que o efluente tratado saia clarificado. O processo de sedimentação da biomassa só é possível graças à propriedade dos microrganismos presentes no lodo ativado de se agruparem em flocos, a partir de uma matriz gelatinosa, facilitando a decantação. A Figura 3 apresenta um esquema de um floco de lodo ativado.

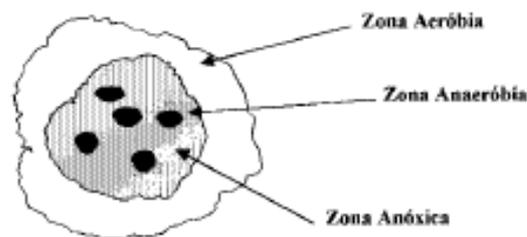


Figura 3. Floco de lodo ativado (BITTON, 1994).

O processo de lodos ativados consiste na formação de flocos num efluente bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias e outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados. O afluente e o lodo ativado são intimamente misturados, agitados e aerados (em tanques), para logo após se separarem os lodos ativados do efluente tratado (por sedimentação em decantadores). O lodo ativado separado retorna para o processo, uma parte é descartada para a destinação final enquanto que o efluente já tratado passa para o vertedor do decantador no qual ocorreu a separação. Um dos principais objetivos do tratamento de águas residuárias consiste na remoção de organismos patogênicos (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003).

Os flocos do lodo ativado (Figura 4) são constituídos, principalmente, de bactérias. Estima-se que existam mais de 300 espécies de bactérias no lodo que são responsáveis pela oxidação da matéria orgânica. Com a diminuição do nível de oxigênio no floco, que ocorre na fase de sedimentação, a atividade das bactérias aeróbias decresce. Como a região interna do floco é relativamente grande, a difusão do oxigênio é pequena, o que favorece o desenvolvimento de bactérias anaeróbias,

como as metanogênicas. Assim, o processo por lodo ativado pode desenvolver um tratamento mais apurado, combinando reações aeróbias e anaeróbias (BITTON, 1994).

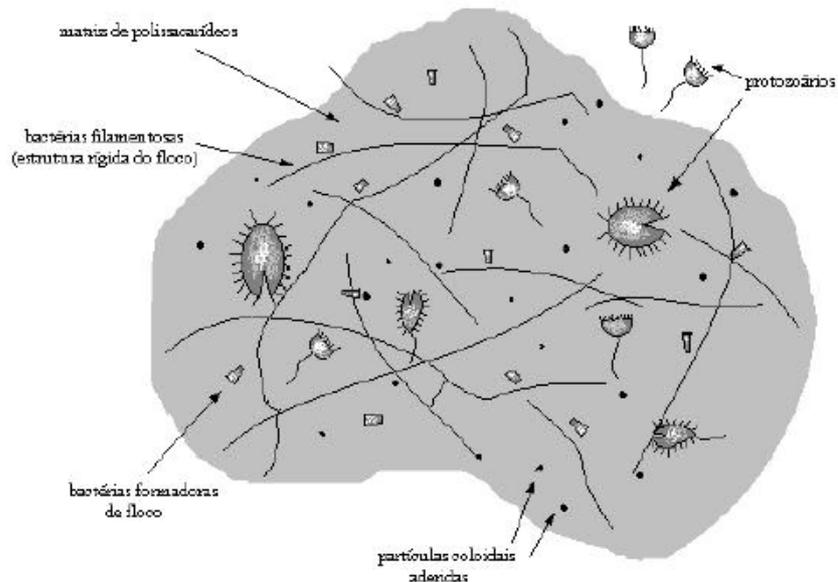


Figura 4. Bactérias constituintes dos flocos do lodo ativado (Rodrigues, 2004).

Como a eficiência dos processos biológicos está ligada à quantidade de células vivas, atuantes no processo, os sistemas de tratamento mantêm o afluente em um meio rico em lodo. Um processo biológico é considerado eficiente e econômico se puder ser operado com baixos tempos de detenção hidráulica e tempos de retenção de sólidos suficientemente longos para permitir o crescimento de microrganismos (MALTA, 2001).

Segundo Freire *et al.* (2000), o tratamento por lodos ativados talvez seja o sistema mais versátil e eficiente. Este sistema opera com pouco substrato auxiliar e é capaz de remover a toxicidade crônica e aguda, com um menor tempo de aeração. No lodo existe um grande número de espécies bacterianas, além de fungos, protozoários e outros microorganismos, que podem favorecer a redução de um grande número de compostos.

A unidade de recirculação de lodo tem o objetivo de aumentar a concentração de sólidos em suspensão (biomassa) e o tempo de permanência destes em contato com o efluente. O tempo de retenção dos sólidos é denominado

idade do lodo. A maior permanência dos microrganismos no sistema garante a elevada eficiência do processo de lodos ativados, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar a matéria orgânica do efluente (FREIRE *et al.*, 2000; VON SPERLING, 2001).

Von Sperling (1994) apresenta uma descrição sucinta do sistema de tratamento pelo processo de lodo ativado por aeração prolongada, nos seguintes termos: a concentração de bactérias no reator é elevada; permanecendo mais tempo no sistema, os tanques de aeração são maiores. Com isso, há menos DBO disponível para as bactérias, fazendo com que elas se utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para sua manutenção. Em decorrência disso, o lodo excedente retirado já sai estabilizado. A eficiência de remoção para tratamento de esgotos é de 93 a 98% para DBO, 15 a 30% para nitrogênio e 10 a 20% para fósforo.

Segundo Além Sobrinho (1983), nos processos de aeração prolongada, realizada por ar difuso ou por aeradores mecânicos, a eficiência em termos de remoção de DBO, é de 90 a 98% com base na DBO solúvel do efluente e a nitrificação é quase que total.

Na avaliação do desempenho da oxidação biológica pelo processo dos lodos ativados as determinações de rotina deverão ser feitas no afluente do tanque de aeração e no efluente do decantador, no interior do tanque de aeração e no lodo recirculado. Os parâmetros de interesse para a avaliação de desempenho são: concentração de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio (CETESB, 1994).

2.8 VANTAGENS OFERECIDAS PELO PROCESSO DE LAB

Segundo Kamiyama (1989), são muitas as vantagens oferecidas pelo processo de LAB, se comparado com o sistema contínuo, entre elas:

- Redução de 56% em termos de volume dos reatores biológicos.
- A ausência de decantadores secundários e de sistemas de recirculação de lodo, traz uma série de vantagens econômicas, construtivas e operacionais ao processo de LAB.
- Maior vantagem no que se refere ao dimensionamento dos aeradores.

- O processo de LAB permite a instalação de misturadores submersíveis no reator biológico, reduzindo o número de aeradores em funcionamento.
- Adaptabilidade a automação (o aerador pode ser desligado se a condição de tempo mínimo de reação predeterminada estiver satisfeita), o que reduz sensivelmente a mão-de-obra necessária, trazendo considerável economia nos custos operacionais ao longo do tempo. Além disso, de acordo com Branco & Hess (1975) e Lindley (1979), nos processos de LAB, pode-se acrescentar outras vantagens como:
 - Possibilidade de ampliar ou abreviar o contato entre os despejos e os organismos do meio ambiente.
 - Garantia de fornecimento de oxigênio, necessário a respiração da fauna e flora ativas e possibilidade de adaptar a quantidade de oxigênio à demanda dos organismos.
 - O lodo resultante pode ser estabilizado no próprio reator de aeração, sem necessidade de sê-lo em digestores anaeróbios.
 - Menor custo da construção.
 - Menor área ocupada para sua instalação (cerca de 30 a 50 vezes menor do que nas lagoas de estabilização).
 - Independe da topografia e do tipo de solo para ser instalado.
 - Não há riscos de contaminação do lençol freático, como nas lagoas de estabilização.

2.9 DISPOSITIVOS DE AERAÇÃO

Segundo Imhoff (1986), a transferência de oxigênio da fase gasosa à fase líquida é de suma importância nos processos de tratamento biológico por lodos ativados. O ar ou oxigênio puro é distribuído na massa líquida na forma de pequenas bolhas, aumentando a superfície de contato entre gás e líquido, no tanque de aeração.

No tanque de digestão, a agitação é usada frequentemente para garantir contato direto entre o substrato (alimento) e os microorganismos. No reator de

processo biológico, o ar deve ser misturado com o lodo ativado para prover o oxigênio requerido pelos organismos. Neste caso utiliza-se um difusor de ar ou uma turbina aeradora-misturadora mecânica (TCHOBANOGLIOUS, 1979).

De acordo com Von Sperling (1997), há duas formas principais de aeração do reator aeróbio, conforme pode ser observado na figura 5:

- Introduzir ar ou oxigênio no líquido (aeração por ar difuso)
- Causar um grande turbilhonamento, expondo o líquido, na forma de gotículas, ao ar e ocasionando a entrada do ar atmosférico no meio líquido (aeração superficial ou mecânica)

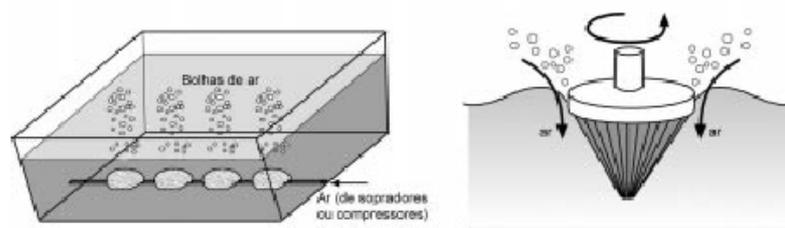


Figura 5. Principais sistemas de aeração utilizados no processo de lodos ativados (Fonte: Von Sperling, 1997).

Segundo o mesmo autor, os aeradores mecânicos podem ser de alta rotação (usualmente flutuantes; apresentam maior consumo energético e menor custo de implantação) ou de baixa rotação (com redutores; são usualmente fixos; apresentam menor consumo energético e maior custo de implantação).

Branco & Hess (1975) argumentam que no processo por ar difuso, os tanques são dotados de placas porosas, dispostas junto ao fundo, pelas quais sai o ar sob pressão, que é conduzido por canalizações de um ou mais compressores até os difusores. No processo por aeração superficial, os rotores, dispostos junto à superfície do tanque, agitam as águas e projetam as bolhas de ar no interior da massa líquida, ao mesmo tempo em que provocam uma movimentação e circulação intensa, provocando maior contato e renovação da interface ar/líquido.

A profundidade útil do reator aerado é função do sistema de aeração: 3,0 a 4,5 m (aeração mecânica) e 4,5 a 6,0 m (ar difuso). Caso seja adotada profundidade maior que 3,0 m, com aeração mecânica, os equipamentos deverão ter recursos

especiais para garantir mistura e oxigenação ao longo de toda a profundidade. Para pequenas Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), é mais usual a solução com aeração mecânica, e nas ETEs médias e grandes, o sistema de ar difuso é mais utilizado, evitando a utilização de um grande número de aeradores (VON SPERLING, 1997).

Giessmann (1981) sugere que um bom equipamento aerador-misturador deve processar a aeração com acentuada turbulência e cavitação, para gerar a difusão dos gases no interior da massa líquida, enquanto a homogeneização, que é feita pela ação do misturador e do impulso transmitido pelas hélices, deve ser lenta, com pouca turbulência.

Os aeradores mecânicos podem ter a capacidade de oxigenação controlada por meio de variação da submergência dos aeradores (variação do nível do vertedor de saída ou do eixo do aerador), da velocidade dos aeradores ou por liga-desliga dos aeradores (VON SPERLING, 1997).

2.10 NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA

O nitrogênio e o fósforo são elementos presentes nos esgotos sanitários e nos efluentes industriais e são essenciais às diversas formas de vida, causando problemas devido à proliferação de plantas aquáticas nos corpos receptores. Nos esgotos sanitários são provenientes dos próprios excrementos humanos, mas atualmente têm fontes importantes nos produtos de limpeza domésticos e ou industriais tais como detergentes e amaciantes de roupas (VON SPERLING, 1996).

A remoção de compostos nitrogenados presentes nas águas residuárias é de extrema importância. Caso isso não ocorra, tem-se o lançamento de um efluente tóxico que pode levar a morte a micro e macroorganismos. Tal fato ocorre devido ao nitrogênio amoniacal ou à eutrofização, que acaba criando um meio propício à floração de algas (TONETTI *et al.*, 2003).

O processo de nitrificação é uma etapa intermediária para a remoção dos compostos de nitrogênio, visto que neste processo, acontece apenas a conversão do nitrogênio presente na água residuária, em compostos oxidados de nitrogênio. A etapa seguinte compreende o processo de desnitrificação, onde os compostos

oxidados de nitrogênio serão transformados em nitrogênio molecular que é devolvido à atmosfera (ISOLDI & KOETZ, 2004).

Saraiva (2000) relata que o nitrogênio, devido ao seu alto número de estados de oxidação, existe sob muitas formas no ambiente. As trocas de um estado de oxidação para outro podem ser realizadas por organismos vivos. As formas mais encontradas são as de nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrato. As bactérias decompositoras da matéria protéica e a hidrólise da uréia transformam o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. Normalmente muito pouco nitrogênio da água residual, com acentuada carga protéica está na forma oxidada.

A remoção biológica de nitrogênio compreende dois processos: a nitrificação e a desnitrificação (Figura 6). A remoção também pode ser via utilização do nutriente para o crescimento celular ou assimilação (SAUNDERS, 1986; NOWAK, 1999; POCHANA & KELLER, 1999).

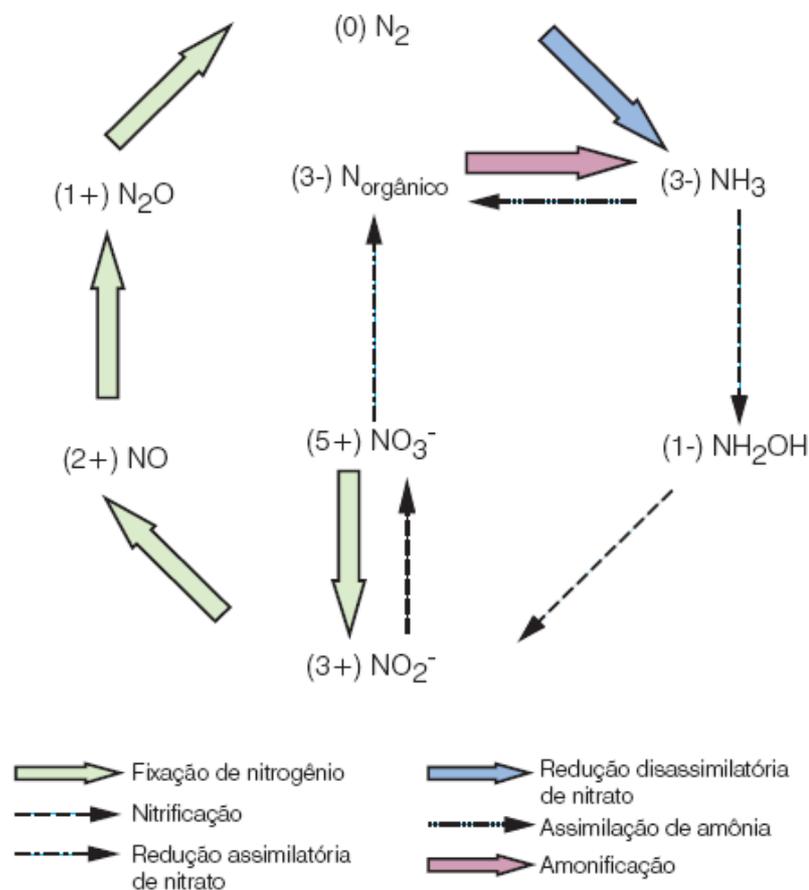


Figura 6. Ciclo do nitrogênio – mecanismos de nitrificação e desnitrificação (SAUNDERS, 1986).

A remoção biológica de nitrogênio é alcançada em condições de ausência de oxigênio, mas na presença de nitratos e nitritos (denominadas condições anóxicas). Nestas condições, um grupo de bactérias utiliza nitratos e nitritos no seu processo respiratório, convertendo-os a nitrogênio gasoso, que escapa na atmosfera. Este processo é denominado desnitrificação (VON SPERLING, 1997).

Sousa & Foresti (1999) comentam que muitas bactérias heterotróficas que oxidam anaerobiamente a matéria orgânica, usando NO_3^- como receptor terminal de elétrons, funcionam como facultativas desnitrificantes. Essas bactérias utilizam preferencialmente o oxigênio molecular, que compete com o nitrato na função de receptor de elétrons. Desta forma, a desnitrificação ocorre na ausência de oxigênio e na presença de nitrato, ou seja, em ambiente anóxico.

A nitrificação é um processo feito por dois grupos de bactérias autotróficas, que utilizam carbono inorgânico como fonte de carbono. O primeiro grupo é responsável pela oxidação a nitrito e o segundo, pela oxidação do nitrito a nitrato (RAMALHO, 1983).

A desnitrificação biológica é um processo que, na ausência de oxigênio molecular (O_2) e na presença de doadores de elétrons, reduz o nitrato (NO_3^-) a óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2) e, eventualmente, a N-amoniaco (NH_4^+) (SOUSA & FORESTI, 1999).

A amônia é oxidada pelas bactérias quimiosintetizantes em um processo de duas fases. A primeira é a redução de nitrato para nitrito, mediada pela enzima nitrato redutase e a segunda é a redução do nitrito para nitrato pela enzima nitrito redutase. A completa conversão de NO_3^- a nitrogênio molecular se processa através de uma microbiota desnitrificante constituída de grupos de microrganismos. Assim, a nitrificação depende da concentração das bactérias nitrificantes presentes no meio (TORRES *et al.*, 1997; MANSELL & SCHROEDER, 1998).

Isoldi (1998) comenta que as variações do pH, temperatura e concentração do nitrogênio amoniaco na água residual influenciam na atividade e na velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes. Acrescenta ainda que a eficácia do processo da nitrificação é moderada pelo desaparecimento do nitrogênio amoniaco (N-NH_4^+).

Segundo Sousa & Foresti (1999), os principais fatores que controlam o processo de desnitrificação são: temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, presença de carbono orgânico, presença de bactérias facultativas,

concentração de nitrato, tempo de retenção celular e presença de substâncias tóxicas.

De acordo com os mesmos autores, a temperatura tem influência na taxa de crescimento dos microrganismos. A desnitrificação ocorre a temperatura na faixa de 0 a 50°C, enquanto a taxa de desnitrificação é reduzida quando o pH do meio se mantém abaixo de 6 e acima de 9, tendo-se que o pH ótimo está na faixa de 6,5 a 8,0; já a concentração de oxigênio dissolvido no meio inibe tanto a atividade como a síntese de enzimas desnitrificantes.

2.11 REMOÇÃO DE FÓSFORO ATRAVÉS DO SISTEMA DE LAB

Quando excessivo em ambientes aquáticos, o fósforo tem sido considerado responsável por problemas causados pela eutrofização (NOVAIS & SMYTH, 1999). O transporte de fósforo de solos para ambientes aquáticos, via escoamento superficial e sub-superficial, pode criar condições nutricionais favoráveis ao crescimento acima do normal de fito e zooplâncton, além de plantas aquáticas superiores. Este crescimento exagerado de biomassa causa aumento na demanda biológica de oxigênio, alteração de pH, turbidez da água, liberação de toxinas, que podem causar morte de peixes e de animais (LOURES *et al.*, 2006).

Os nutrientes nitrogênio e fósforo são indicadores importantes para determinar o estado potencial da água. A análise da quantidade e das formas mais abundantes encontradas do nutriente caracteriza o estado de poluição e de eutrofização do ambiente aquático. O nitrogênio e o fósforo são um potencial produtivo dos esgotos tratados utilizados para a piscicultura e a agricultura, mas quando lançados ao ambiente podem ser considerados poluição (VON SPERLING, 1995).

De acordo com Marchetto *et al.* (2003), o fósforo presente nas águas residuárias, na forma iônica, encontra-se geralmente como íon fosfato. Em esgoto sanitário, o fósforo aparece, principalmente, como fósforo orgânico, polifosfato e ortofosfato. O fósforo orgânico provém das excreções humanas e de animais, como também de restos de alimentos. Quando os compostos orgânicos sofrem decomposição biológica, dão origem a ortofosfatos. É importante salientar que a variação do ânion fosfato depende da variação do pH.

A remoção do fósforo é mais eficiente em condições alternadas de aerobiose e anaerobiose (OSADA *et al.*, 1991). Verifica-se ainda, que a remoção de fósforo está associada, entre outros fatores, ao contato do lodo recirculado com o afluente bruto, na zona inicial predominantemente anaeróbia (CAMPOS, 1989).

Kuba *et al.* (1996) constataram em sistema de LAB para nitrificação e desnitrificação, que a presença de fósforo é benéfica para a nitrificação, pois nesta circunstância o fósforo não se constitui nutriente limitante para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. Rittmann & Langeland (1985) e Campos (1989), observaram que a combinação dos processos de nitrificação e desnitrificação em um mesmo sistema de tratamento traz aumento da eficiência da remoção de fosfato.

Finger e Cybis (1999) operaram um reator e observaram que a utilização de dois estágios (anaeróbio-aeróbio) foi eficiente na remoção do fósforo (81%), porém, o efluente apresentou concentrações elevadas de nitrato.

Sorm *et al.* (1996) também compararam as taxas de remoção de fósforo em condições anóxica e aeróbia. A taxa de remoção de fósforo em condição anóxica foi prejudicada quando ocorreu concentração relativamente alta de nitrogênio na forma de nitrato.

Satoh & Matuso (1994) observaram que o processo de lodo ativado aeróbio-anaeróbio era freqüentemente referido como um sistema avançado de remoção biológica de fósforo. Este sistema é uma das opções mais econômicas para a remoção de fósforo das águas residuárias.

Kerrn-Jespersen *et al.* (1994), Sorm *et al.* (1996) e Tonkovic (1998) concluíram que existe grande evidência de que ocorram remoção de fósforo e desnitrificação simultaneamente na zona anóxica. Quando as bactérias que acumulam fósforo, usam nitrato como agente oxidante, a remoção de fósforo e a desnitrificação são atingidas simultaneamente. A matéria orgânica absorvida pelas bactérias é utilizada para ambos os fins, o que se torna vantagem, quando a concentração de matéria orgânica é baixa, como acontece quando a água residuária passa por um sistema de pré-tratamento. Os autores observaram que em reatores de batelada, após período de 30 min em condição aeróbia, ocorreu elevada taxa de remoção de fosfato.

2.12 BENEFÍCIOS DO TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIO DE DEJETOS

Na reação aeróbia todos os produtos da decomposição são elementos voláteis, sem mau cheiro ou sais dissolvidos na água. O processo de desodorização do esterco líquido, visando a sua estabilização e disposição final no solo, consiste em estimular as fermentações aeróbias (GARCIA-VAQUERO, 1981).

O esterco líquido estabilizado biologicamente, por meio de tratamento aeróbio, adquire condições físicas, químicas e biológicas que permitem a sua reciclagem na limpeza diária de galpões “free stalls”, armazenagem em tanques de pequeno volume e seu posterior lançamento nas áreas de cultivo (GIESSMANN, 1981; SIQUEIRA, 1991).

Além disso, de acordo com os mesmos autores, o manejo e uso do esterco líquido tratado aerobiamente apresentam algumas vantagens como: utilização de pouca mão-de-obra; consumo de pouca água; tanques de armazenamento do esterco estabilizado são de volume reduzido; o tratamento aeróbio resulta em um produto uniforme, de baixa viscosidade, pH neutro e baixo nível de odor; a proliferação de moscas é eliminada; o valor do esterco líquido aeróbio é alto, trazendo economia de adubos químicos comerciais; aproximadamente 50% do N e 70% do K, presentes na excreção bovina, estão na urina e, assim, não são recuperados no manejo do esterco sólido, processo que é adotado pela maioria dos criadores brasileiros; não poluem o ambiente, principalmente lençóis freáticos e solos.

Segundo trabalho realizado por Campos *et al.* (2002), a reciclagem total do efluente tratado no solo promove o saneamento ambiental e restitui parte dos nutrientes consumidos pelas culturas, podendo contribuir significativamente para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável nos sistemas intensivos de produção de leite (SIPL).

Outras características apresentadas pelo efluente, de acordo com Giessmann (1981), são: ausência de mau cheiro, pelo desmembramento dos compostos de enxofre e fixação do amoníaco e a cor escura e consistência gelatinosa apresentadas pelo efluente tratado, que são consequências indicadoras do processo humoso adiantado. Argumenta, ainda, que no esterco líquido arejado ocorrem processos idênticos aos da compostagem.

2.13 PARÂMETROS QUE DEFINEM A QUALIDADE DE UM EFLUENTE

De acordo com a legislação vigente, o lançamento dos resíduos em cursos d'água somente pode ser feito após o tratamento dos mesmos, o que consiste na compatibilização da composição final ou remoção dos poluentes, de forma que tal procedimento não resulte em problemas ambientais tão acentuados (ITABORAHY, 1999).

Segundo Diesel *et al.* (2002), para determinar a qualidade de um efluente, devem-se estabelecer parâmetros de controle, confiáveis e significativos. No caso dos dejetos suínos os principais parâmetros utilizados são os seguintes:

- **Demanda Química de Oxigênio** (mg L^{-1}): é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica e inorgânica oxidável da água, ou seja, a quantidade de oxigênio consumida por diversos compostos sem a intervenção de microorganismos. A matéria orgânica pode ser medida também como Carbono Orgânico Total (COT), sendo este parâmetro utilizado principalmente em águas limpas e efluentes para reuso.
- **Demanda Bioquímica de Oxigênio** (mg L^{-1}): principal unidade de medição de poluição dos efluentes. Corresponde a quantidade de oxigênio necessário para que as bactérias depuradoras possam digerir cargas poluidoras na água. Quanto maior a DBO maior é a poluição causada.
- **Sólidos Totais** (mg L^{-1}): o conteúdo de sólidos totais corresponde a matéria sólida contida nos dejetos e que permanece após a retirada da umidade.
- **Sólidos Voláteis** (mg L^{-1}): caracterizam a fração de material orgânico, assim como o teor de sólidos fixos indicam o teor de sólidos minerais.
- **Nitrogênio Total** (mg L^{-1}): os nutrientes de maior interesse no estudo das águas residuárias são o nitrato, nitrito, a amônia e o nitrogênio orgânico. O nitrogênio total é a soma da amônia livre e do nitrogênio orgânico. Sua presença indica o grau de poluição do aquífero ocasionada por despejo de água rica em fertilizantes nitrogenados. O seu padrão máximo na água é 10 mg L^{-1} .

Existem outros parâmetros de caracterização de despejos (BRAILE & CAVALCANTI, 1993):

- **Fósforo:** é um nutriente muito importante para o crescimento e reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos despejos. No entanto, um efluente rico em fósforo pode provocar proliferação excessiva de algas no curso d'água receptor.
- **pH:** a concentração hidrogeniônica é de importância vital no controle de todos os tipos de tratamento de águas residuárias. No tratamento biológico aeróbio, o pH normalmente se desloca (ou se mantém) para a fase alcalina, sendo um dispositivo de verificação do bom funcionamento do sistema. Geralmente, o pH ótimo para todos os tratamentos biológicos situa-se na faixa de 6 a 9.
- **Compostos Tóxicos:** Metais como cobre, chumbo, cromo, arsênio, etc., são tóxicos em concentrações variáveis. Muitas instalações de tratamento têm sido prejudicadas pela chegada desses íons, provocando a diminuição da atividade ou mesmo a morte de microrganismos.
- **Temperatura:** parâmetro de grande importância devido ao seu efeito na vida aquática. A elevação da temperatura produz estimulação das atividades biológicas, resultando em consumo de oxigênio, justamente na ocasião em que a água residuária passa a conter menos esse elemento.

Segundo Pereira (2004), os sólidos podem ser de origem mineral ou orgânica sendo analisados para totalizar o que existe de material no afluente. Os sólidos totais são compostos pelos sólidos suspensos, os sólidos dissolvidos e os sólidos sedimentáveis, representados pelas porções fixas (minerais) e voláteis (orgânicos). Os indicadores de matéria orgânica mais utilizados são a DBO e a DQO, ambos os indicadores utilizam a quantidade de oxigênio necessária para degradar a matéria orgânica do esgoto. A DQO engloba além da matéria orgânica as substâncias químicas que consomem oxigênio. A relação entre DQO/DBO permite avaliar a biodegradabilidade da matéria orgânica existente.

2.14 CUIDADOS NA COLETA DAS AMOSTRAS

Agudo (1988) orienta que se devem tomar os seguintes cuidados no momento da coleta das amostras:

- Para minimizar a contaminação da amostra convém recolhê-la com a boca do frasco de coleta contra a corrente.
- Coletar volume suficiente de amostra para eventual necessidade de se repetir alguma análise no laboratório.
- Fazer todas as determinações de campo em alíquotas de amostra separadas das que serão enviadas ao laboratório, evitando-se assim o risco de contaminação.
- Empregar somente frascos e as preservantes recomendadas para cada tipo de determinação.
- Imediatamente após a coleta e preservação das amostras, colocá-las ao abrigo da luz solar; as amostras que exigem refrigeração para sua preservação devem ser acondicionadas em caixas de isopor com gelo.
- Manter registro de todas as informações de campo ou conjunto de amostras contendo os seguintes dados: número de identificação da amostra, identificação do ponto de amostragem e sua localização (profundidade), data e hora da coleta, tipo de amostra, medidas de campo (temperatura ar/água e pH), eventuais observações de campo, condições metereológicas nas últimas 24 horas, indicação dos parâmetros a serem analisados no laboratório, nome do responsável pela coleta e equipamento utilizado.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE DESENVOLVIMENTO DO EXPERIMENTO

Este trabalho foi desenvolvido nas instalações do Sistema Intensivo de Produção de Leite (SIPL), do Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite (CNPGL) da Embrapa, situado no Município de Coronel Pacheco, Zona da Mata de Minas Gerais (Figura 7).

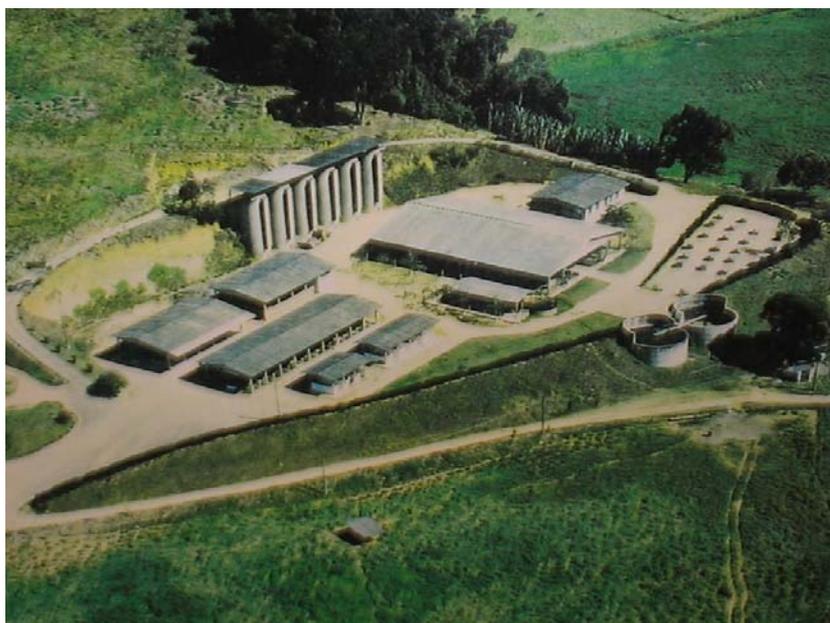


Figura 7. Vista aérea do Sistema Intensivo de Produção de Leite da Embrapa (Gado Puro).

Geograficamente, o SIPL está localizado a uma latitude de 21°33'22" Sul e a uma longitude de 43°06'15" Oeste, com altitude de 414 m (EMBRAPA, 1992).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Cwa, ou seja, clima quente, temperado chuvoso, com estação seca no inverno e com verão quente. Segundo a classificação de Thornthwate, é B2rB'3a, ou seja, clima úmido, com

pequena ou nenhuma deficiência de água, mesotérmico e evapotranspiração média mensal no verão menor que 48%.

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

3.2 OBJETIVOS DO SISTEMA INTENSIVO DE PRODUÇÃO DE LEITE

O SIPL tem como objetivos:

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

3.3 REBANHO E INSTALAÇÕES DO SIPL

A Embrapa Gado de Leite é dividida em vários setores de produção onde os animais são distribuídos de acordo com a raça e idade. Os setores mais importantes são: “Gado mestiço”, com animais de várias raças, “Genizinha”, com vacas em lactação e sistema de tratamento de dejetos através de peneiras rotativas, “Bezerreiro”, com bezerros recém nascidos até atingirem um ano de idade e “Gado puro”, onde ficam as vacas da raça holandesa, sistema no qual o experimento foi realizado. O experimento concentrou-se neste setor, pois ali os dejetos são tratados em tanques, por meio de aeradores instalados em seu interior.

O rebanho do setor de produção do “Gado puro” constitui-se de vacas puras da raça holandesa preta e branca, adquiridas nos Estados Unidos e no Estado do

Paraná, sendo 80 vacas em lactação e demais categorias, totalizando 120 animais em confinamento.

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

O SIPL (gado puro) é composto de galpões do tipo “free stall”, onde os animais (vacas da raça holandesa em lactação) permanecem dentro da instalação. O repouso nas camas é feito em baias, onde os animais entram e saem livremente. Após cada ordenha, os galpões são limpos pela circulação do esterco líquido estabilizado (fezes + urina + águas de limpeza e diluição) com bombeamento sobre o piso, o qual é armazenado em tanques de aeração e homogeneização. Na figura 8 encontra-se um esquema resumido do sistema de tratamento biológico do esterco líquido com reciclagem do efluente.

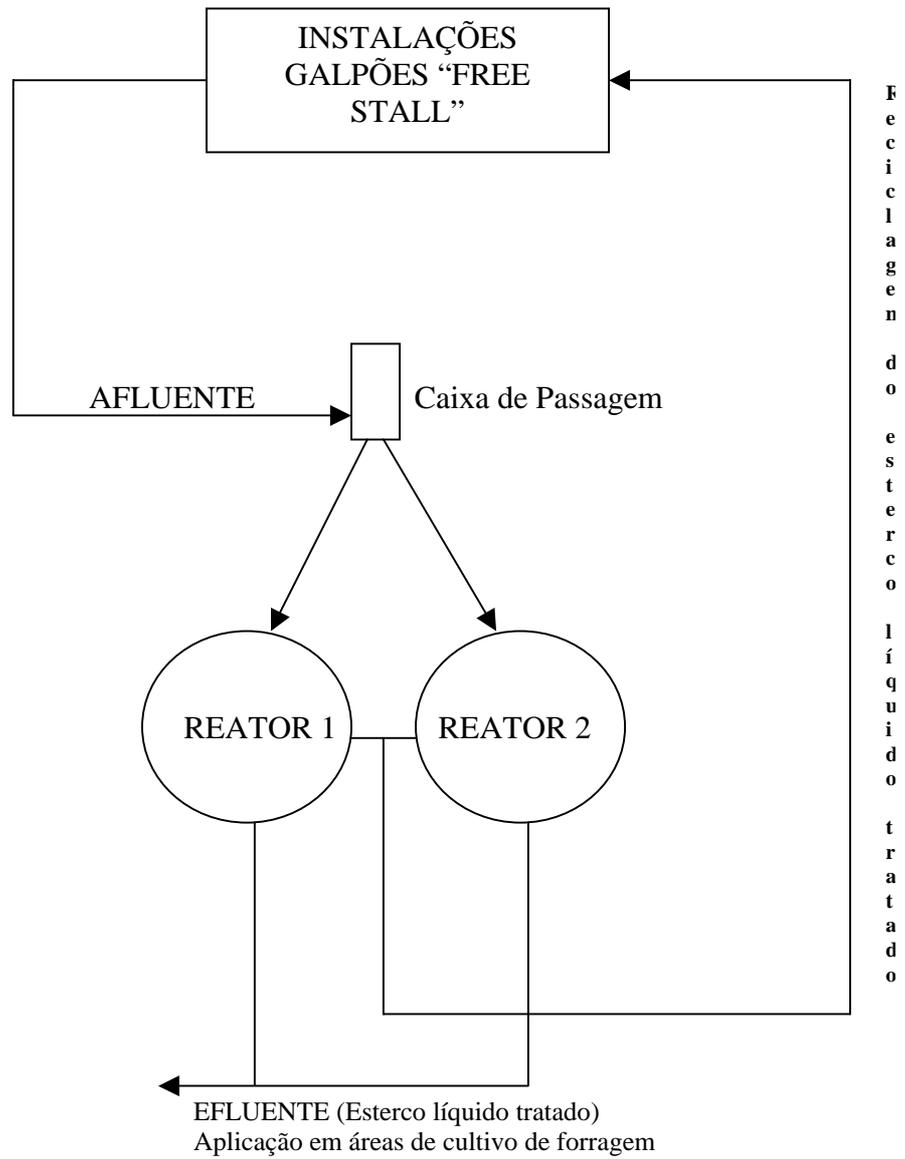


Figura 8. Diagrama do sistema de tratamento biológico de esterco líquido com reciclagem do efluente.

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

- a) Um galpão tipo “free stall” para confinamento de até 100 matrizes (vacas em lactação, secas e gestantes) (Figura 9 e Figura 10).



Figura 9. Galpão de confinamento das vacas em lactação.



Figura 10. Camas em areia para as vacas em lactação.

- b) Um galpão tipo “free stall” para recria de até 56 novilhas.
- c) Um galpão para isolamento de animais com três divisões.
- d) Um galpão para maternidade com quatro divisões.
- e) Um galpão para sala-de-ordenha tipo espinha-de-peixe, sala-de-leite, sala-de-máquinas, farmácia, escritório e demais dependências.
- f) Dois galpões para secagem e armazenamento de feno, depósito de ração, ferramentas e utensílios.
- g) Um galpão para abrigo de máquinas e equipamentos.
- h) Bateria de seis silos de encosta, com capacidade total para 1.080 t (Figura 11).



Figura 11. Bateria de seis silos de encosta.

- i) Currais de manejo com seringa, tronco individual, tronco coletivo, balança e embarcadouro.
- j) Tanques para tratamento aeróbio de esterco líquido (Figura 12).



Figura 12. Tanque para tratamento dos dejetos líquidos.

A alimentação básica do rebanho é composta de silagem de milho, feno de gramíneas e leguminosas, capim verde picado, pastagens de capim-elefante e setária, suplementação concentrada e mineral (Figura 13).



Figura 13. Alimentação das vacas holandesas em lactação.

A produção de alimentos é feita de forma intensiva, utilizando-se tecnologia que permitem dois ou mais cultivos ao ano, procurando obter maior produtividade por área. Todos os alimentos volumosos (silagem de milho, feno e capim para cortes) são produzidos no sistema (Figura 14).

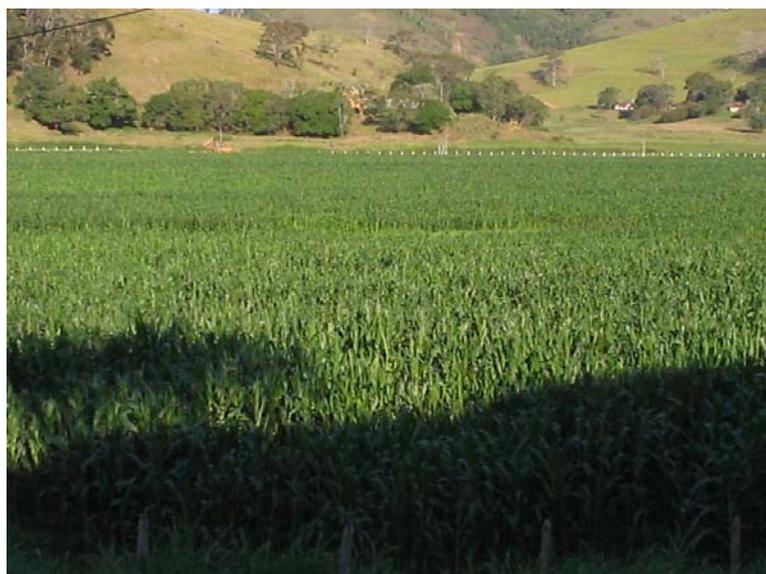


Figura 14. Produção de milho para silagem.

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

3.4 MANEJO DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS

Os galpões do tipo “free stall” são limpos diariamente, após cada ordenha, pela circulação do esterco líquido estabilizado (fezes + urina + águas de limpeza e diluição) com bombeamento sobre o piso (Figuras 15, 16 e 17), o qual é armazenado em tanques de aeração e homogeneização. O esterco líquido, após sua estabilização e cumprido o tempo de detenção hidráulica (24 dias), é injetado

em tubulações de PVC enterradas, e disposto nas áreas de produção de forragem por escoamento superficial no solo.



Figura 15. Corredores do galpão antes da limpeza.



Figura 16. Limpeza dos corredores do galpão de confinamento.



Figura 17. Corredores do galpão após a limpeza.

3.5 TANQUES DE AERAÇÃO

Existem dois tanques (reatores) para tratamento e armazenagem de esterco líquido, com capacidade útil de 300 m³ cada um, em concreto, que foram construídos enterrados no solo e recebem o esterco líquido por gravidade (Figura 18).



Figura 18. Tanques de aeração que recebem os dejetos líquidos.

Cada tanque é provido de um sistema de aeração e homogeneização. Junto à base dos dois tanques, foi instalada uma bomba centrífuga de rotor aberto, com capacidade de $60 \text{ m}^3 \text{ hora}^{-1}$, para bombear o esterco líquido aos galpões e providenciar a limpeza hidráulica dos pisos.

O sistema de tratamento aeróbio, implantado no SIPL da Embrapa, caracteriza-se como um processo de lodo ativado por batelada (LAB), com aeração prolongada e intermitente. O esquema operacional é simples: o esgoto é admitido até o nível pré-estabelecido no reator, é tratado e depois decantado. O efluente tratado é retirado do reator, deixando a massa de lodo biológico no reator.

3.6 DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

Os tanques de aeração e estabilização, se seção circular, foram dimensionados de acordo com Giessmann (1981), para um tempo de detenção hidráulico de 24 dias, com diluição dos dejetos (fezes + urina) em água na proporção de 1:1 e produção de dejetos em torno de $42 \text{ kg UA}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Devido a possibilidade de variação do tempo de retenção hidráulica (10 a 60 dias) nos tanques de aeração, este processo permite uma grande flexibilidade de manejo sem alterar a qualidade do tratamento (Figura 19).



Figura 19. Tanque de aeração recebendo os dejetos líquidos através da canaleta.

3.7 CARACTERÍSTICAS E ESPECIFICAÇÕES DOS AERADORES USADOS NO TRATAMENTO

Em cada tanque existe um aerador-misturador submersível, com potência de 5 CV, para promover a oxidação e homogeneização da massa líquida (figura 20). Cada aerador opera com capacidade nominal máxima de 300 m³ de massa líquida e a altura dos tanques não ultrapassa 4,0 m.

A homogeneização se processa pela ação dos misturadores, por impulsos transmitidos pela hélice e com pouca turbulência. A aeração se processa com acentuada turbulência e cavitação, gerando a difusão dos gases que são introduzidos na massa líquida. Os aeradores são regulados para períodos de aeração prolongada e intermitente, com aeração de 18 minutos e não-aeração de 30 minutos, o que credencia ao sistema um menor gasto de energia.



Figura 20. Aerador-misturador submersível que promove a oxidação e homogeneização da massa líquida.

O aerador é dotado de um rotor axial acoplado a um motor submerso, tendo a geometria do seu rotor calculada para deslocar um alto volume de fluido. O rotor do equipamento recebe uma grande quantidade de ar da atmosfera através de um tubo flexível. A alta rotação do rotor transforma este ar em micro-bolhas que se dispersam em extensa área do tanque de tratamento. Este processo provoca uma excelente mistura do efluente, associada a uma elevada taxa de transferência de oxigênio. O equipamento possui um sistema de regulagem de profundidade e de ângulo de inclinação vertical, permitindo variação do direcionamento do fluxo para baixo, atingindo maior profundidade de oxigenação e mistura em tanques profundos.

Alguns dados técnicos do aerador-misturador submersível utilizado no SIPL, segundo o fabricante (HIGRA):

Modelo: Aerador Tornado - 5

Motor submersível: 5 CV (3,68 Kw)

Peso total do equipamento: 160 kg

Profundidade máxima do aerador: 2,70 m

Taxa de transferência de Oxigênio: de 1,20 a 1,40 kg de O₂ kWh⁻¹

Vazão: 300 m³ h⁻¹

3.8 SISTEMA DE LIMPEZA HIDRÁULICA DOS PISOS DOS GALPÕES

O sistema de limpeza hidráulica dos pisos dos galpões consta de um conjunto motobomba de sucção positiva, com motor trifásico de 12,5 CV (9,2 kW), 220 V, blindado, 1.750 rpm e bomba de rotor aberto de passagem ampla, radial, aberto, de fluxo único com múltiplas pás, modelo KSB-ANS 0-50-200, rotor de 180 mm, vazão de $60 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, altura manométrica de 12 mCA, redução 50 x 100 e saída de pressão de 4", montado sobre plataforma de ferro fixado em base de concreto.

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

Os pisos dos galpões de confinamento são formados por corredores de concreto, frisados no sentido longitudinal, com declive de 1,0 a 1,4%, dando acesso a canaletas com grade de ferro, para coletar os dejetos líquidos.

As canaletas foram construídas em concreto, enterradas, com fundo abaulado, declividade de 1,0%, conduzindo o esterco líquido por gravidade até os tanques (Figura 21). Antes dos tanques há uma caixa de areia (inoperante, funcionando como caixa de passagem) e após, uma bifurcação da canaleta ligando os dois tanques, por meio de uma comporta de partição em tábua, de modo a controlar o fluxo para cada um dos tanques de aeração.



Figura 21. Canaletas de concreto que conduzem os dejetos líquidos aos tanques de aeração.

3.9 SISTEMA DE BOMBEAMENTO DO ESTERCO LÍQUIDO PARA AS ÁREAS DE CULTIVO

O sistema de bombeamento consta de uma motobomba submersível, locada no interior do tanque, modelo PIRANHA 20T, com dispositivo triturados montado na entrada de um propulsor aberto de quatro aletas, vazão de $10,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ para altura manométrica de 12 mCA, diâmetro de saída de $1 \frac{1}{4}$ ", potência de 2,2 CV (1,6 kW), rotação de 3.450 rpm, 220/380 V, trifásico, 7,5/4,4 A, diâmetro propulsor de 237 mm e 36 kg de peso.

A rede hidráulica dos tanques, até as áreas de cultivo, consta de tubulação de PVC com junta elástica, com diâmetro de 2", enterrada a 0,30 m de profundidade. Ao longo da tubulação foram instaladas luvas de união a cada 125 m de rede para facilitar a conexão e desconexão, em caixas de alvenaria de 0,80 x 0,40 x 0,40 m de medidas internas, com saídas de líquido para dreno e tampa removível.

Passado o tempo de estabilização biológica e mineralização da matéria orgânica biodegradável (entre 24 a 30 dias), o efluente líquido tratado é introduzido nas áreas de cultura para fertirrigação dos solos destinados a produção agrícola. A disposição do dejetos líquido tratado no solo é feita por tubulações de engate rápido, de alumínio ou PVC, cobrindo toda área de cultivo (Figura 22).



Figura 22. Tubulação responsável pela disposição do efluente líquido tratado sobre o solo.

3.10 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE E EFLUENTE DO SISTEMA DE TRATAMENTO

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

3.10.1 Amostragem para Caracterização do Afluente e Efluente

- 1) Entrada da estação de tratamento de efluente (EETE): foram coletadas duas amostras compostas, nas instalações das vacas em lactação. Estas amostras foram constituídas de cinco alíquotas de 2,0 litros a cada cinco minutos, tomadas durante todo o processo de lavagem das instalações, duas vezes por dia (Figura 23).



Figura 23. Entrada da estação de tratamento.

- 2) Interior do tanque de aeração (ITA): foram coletadas amostras simples do esterco líquido tratado a um metro abaixo do nível da superfície do tanque de aeração, após duas horas de decantação (Figura 24 e Figura 25).



Figura 24. Interior do tanque de aeração.



Figura 25. Coleta das amostras no interior do tanque de aeração.

- 3) Dejetos puros: foram coletadas duas amostras compostas de fezes e urina, imediatamente após as dejeições (Figura 26).



Figura 26. Local da coleta das amostras de fezes e urina.

- 4) Saída da tubulação de irrigação: durante o período de descarga ou drenagem dos reatores, foram coletadas sete amostras compostas do

efluente de irrigação, nos períodos da manhã e da tarde, tomadas em intervalos de quinze minutos (Figura 27).



Figura 27. Coleta das amostras no local da saída para irrigação.

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

3.10.2 Parâmetros Analisados

Nos pontos 1, 2 e 4 foram analisados os seguintes parâmetros: pH, DBO total, DQO total, sólidos totais, sólidos voláteis totais, sólidos fixos totais, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, carbono total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, potássio, fósforo, cálcio e magnésio.

No ponto 3, foram analisados os seguintes parâmetros: pH, temperatura do ar, temperatura da amostra, sólidos totais, carbono total, DBO e DQO totais. A temperatura em cada ponto foi obtida a campo.

Não foram analisados elementos tóxicos, pois a alimentação do rebanho é produzida na própria Embrapa, passando por diversas análises durante a sua produção. Nestas análises não foi verificada a presença desses elementos.

3.10.3 Método de coleta e preservação das amostras

A coleta e a preservação das amostras foram feitas de acordo com o Guia de coleta e preservação de amostras, Cetesb (1994).

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

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

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

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

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

Algumas análises foram efetuadas pelo Laboratório Sanear Engenharia Sanitária Sociedade Ltda, em Belo Horizonte, Minas Gerais, especializado neste tipo de análise, com início antes de 24 horas após a coleta. As demais amostras foram congeladas, transportadas em caixa de isopor com gelo, acondicionadas em câmara fria, com temperatura inferior a 4°C e, posteriormante, analisadas no Laboratório de Química Agrícola e Ambiental, do Centro de Ciências Agrárias, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Marechal Cândido Rondon.

As análises foram efetuadas de acordo com os métodos analíticos estabelecidos pela Apha (1989), Tedesco *et al.* (1995), e Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998).

3.11 OPERAÇÃO PELO SISTEMA DE LAB

O processo de tratamento adotado é o de lodo ativado por batelada (LAB), com aeração prolongada e intermitente. Os períodos de aeração foram de 18 minutos e os de não-aeração, 30 minutos. Os períodos do ciclo operacional do processo de LAB (Tabela 2) foram determinados conforme descrições de Irvine & Bush (1979) e Kamiyama (1989).

Tabela 2. Fases do ciclo operacional do processo de LAB

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

Como pode ser observado na Tabela 2, a cada período de enchimento de 24 dias, iniciam-se os períodos de drenagem do reator 1 (Figura 28) e de enchimento do reator 2 (Figura 29), resultando num período de 21 dias de repouso para cada reator. Esse período de repouso tem como objetivo dar maior flexibilidade ao manejo do sistema, nas operações de disposição do efluente no solo, nas diversas fases das culturas forrageiras, retirada de sólidos grosseiros (principalmente areia), decantadas no reator, manutenção de máquinas e equipamentos e outros imprevistos de ordem climática e operacional que possam surgir.



Figura 28. Reator 1, completamente cheio, pronto para iniciar a drenagem.



Figura 29. Reator 2, vazio, no início do processo de enchimento.

3.12 EQUIVALÊNCIA EM CORRETIVOS E FERTILIZANTES

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

3.13 INDICADORES DE EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO

Na avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de efluentes, devem-se conhecer, especificamente, as características de natureza física, química e biológica que indicam a variação da qualidade do efluente tratado. As características comumente determinadas são (CETESB, 1994):

- Físicas: temperatura, teor de sólidos (totais, voláteis, fixos e sedimentáveis), vazão e material retido, removido ou produzido;
- Químicas: DBO, DQO, formas de nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitritos, nitratos), fósforo, óleos e graxas, sais, metais e pH;
- Biológicas: número e tipo de microorganismos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 OBJETIVO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ADOTADO NO SIPL

Cada tanque de aeração e homogeneização de dejetos líquidos de bovinos instalado no SIPL possui um aerador-misturador em seu interior. Esses aeradores são utilizados para promover a oxidação e homogeneização da massa líquida.

O bombeamento do efluente é feito com o aerador-misturador ligando e desligando, intermitentemente, mantendo os sólidos em suspensão. Além disso, a bomba trituradora submersível, utilizada para a descarga (drenagem), é sustentada por um cabo cuja base é apoiada junto à superfície do lodo decantado, de modo que a cada período de drenagem, grande parte do lodo biológico seja descartado juntamente com o líquido sobrenadante.

Desse modo, praticamente todo o lodo é retirado dos tanques, restando apenas a areia decantada, que pode ser observada na Figura 29. A areia é retirada dos tanques a cada seis meses (cerca de 30 a 36 m³), sendo reutilizada depois de seca nas camas dos animais no “free stall”, representando uma importante fonte de economia adicional ao SIPL.

O principal objetivo do sistema de tratamento biológico é a estabilização do lodo biológico no reator e sua disposição no solo, ou seja, obter um efluente estabilizado e mineralizado, de excelente qualidade como fertilizante e condicionador do solo, permitindo a sua reciclagem total no ambiente.

4.2 CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE DO SIPL

Observa-se, na Tabela 3, que os dejetos puros contêm DBO e DQO totais, sólidos totais e carbono total em altas concentrações. Esses resíduos, de elevada

carga orgânica e mineral, são poluentes quando lançados em rios e lagos, mesmo após tratamento biológico adequado, pois o efluente tratado continua com elevada carga orgânica e nutrientes (N, P e K), sendo impróprios para lançamento em rios ou lagos.

Tabela 3. Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização dos dejetos puros (fezes + urina) dos animais confinados

Parâmetro	Unidade	Resultado
DBO Total	mg L ⁻¹	21.791,5
DQO Total	mg L ⁻¹	84.397,8
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	109.872,0
Carbono Total	mg L ⁻¹	9.400,0
Temperatura do ar	°C	19,0
pH	-	8,2

4.3. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE DO SIPL

Neste trabalho foram obtidos dois tipos de efluentes: o primeiro, efluente sobrenadante (ED), foi obtido no tanque de aeração, após duas horas de decantação, e o segundo, efluente de irrigação (EI), foi obtido na saída da tubulação de irrigação.

Os resultados obtidos para caracterizar o afluente bruto da EETE encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados de alguns parâmetros obtidos para o afluente

Parâmetros	Unidade	Afluente
DBO Total	mg L ⁻¹	7.560,1
DQO Total	mg L ⁻¹	26.503,1
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	126,4
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹	557,2
Fósforo Total	mg L ⁻¹	144,0
Potássio	mg L ⁻¹	385,0
Cálcio	mg L ⁻¹	293,5
Magnésio	mg L ⁻¹	75,7
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	10.748,0
Matéria Orgânica (MO)	mg L ⁻¹	14.448,0
Sólidos Fixos Totais (SFT)	mg L ⁻¹	2.790,0
Carbono Total (C)	mg L ⁻¹	8.400,0
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	-	15,1
Relação DBO/N	-	13,6
Relação DQO/DBO	-	3,5
pH	-	6,7

4.4 REDUÇÕES DE DBO, DQO E ST

Os resultados dos parâmetros analisados para o efluente decantado (ED) são apresentados na Tabela 5. Esse efluente é formado de lodo biológico estabilizado no reator, caracterizado pelo processo de aeração prolongada com idade do lodo de 24 dias (tempo médio de retenção celular) e pelo efluente sobrenadante, formando um produto homogêneo.

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

Parâmetros	Afluente	Efluente decantado
DBO Total (mg L ⁻¹)	7.560,1	3.919,1
DQO Total (mg L ⁻¹)	26.503,1	25.498,5
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	126,4	156,8
Nitrogênio Total (N) (mg L ⁻¹)	557,2	270,6
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	144,0	132,0
Potássio (mg L ⁻¹)	385,0	355,0
Cálcio (mg L ⁻¹)	293,5	269,3
Magnésio (mg L ⁻¹)	75,7	65,9
Sólidos Totais (ST) (mg L ⁻¹)	10.748,0	7.057,0
Matéria Orgânica (MO) (mg L ⁻¹)	14.448,0	5.504,0
Sólidos Fixos Totais (SFT) (mg L ⁻¹)	2.790,0	1.521,0
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg L ⁻¹)	-	4.530,0
Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg L ⁻¹)	-	550,0
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (mg L ⁻¹)	-	3.980,0
Carbono Total (C) (mg L ⁻¹)	8.400,0	3.200,0
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	15,1	11,8
pH	6,7	6,8

⁽¹⁾ Valores não mencionados, pois foram considerados irrelevantes na avaliação dos resultados.

Segundo Mendes *et al.* (2005), os sistemas biológicos de tratamento de dejetos devem remover a matéria orgânica, reduzindo a DBO do resíduo a ser tratado, fornecendo um efluente que não afete o equilíbrio do sistema receptor final, como rios, lagos ou solo.

As reduções obtidas para DBO e DQO foram de 48,2 e 3,8 % para o efluente decantado (ED), conforme demonstrado na Figura 30.

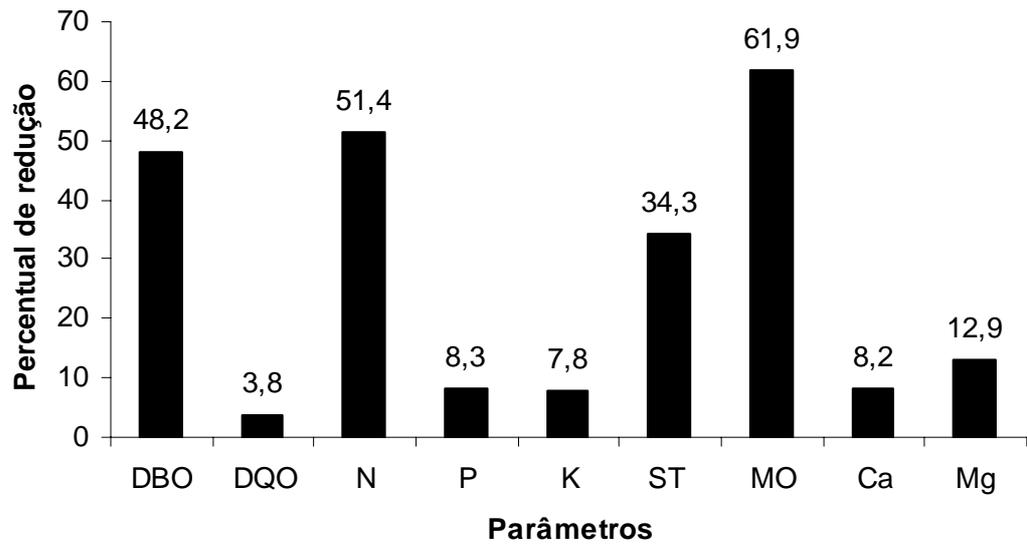


Figura 30. Redução percentual de parâmetros do afluente em relação ao ED

Os resultados dos parâmetros analisados para o efluente de irrigação (EI) são apresentados na Tabela 6. Esse efluente foi obtido na saída da tubulação de irrigação após o período de estabilização (24 dias).

Tabela 6. Variação da concentração de alguns parâmetros do afluente em relação aos valores obtidos para o efluente de irrigação (EI)

Parâmetros	Afluente	Efluente de irrigação
DBO Total (mg L ⁻¹)	7.560,1	3.096,1
DQO Total (mg L ⁻¹)	26.503,1	15.161,5
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	126,4	165,2
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	557,2	201,2
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	144,0	93,2
Potássio (mg L ⁻¹)	385,0	237,0
Cálcio (mg L ⁻¹)	293,5	164,8
Magnésio (mg L ⁻¹)	75,7	63,5
Sólidos Totais (ST) (mg L ⁻¹)	10.748,0	5.337,0
Matéria Orgânica (MO) (mg L ⁻¹)	14.448,0	4.816,0
Sólidos Fixos Totais (SFT) (mg L ⁻¹)	2.790,0	493,0
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg L ⁻¹)	-	2.258,0
Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg L ⁻¹)	-	778,0
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (mg L ⁻¹)	-	1.480,0
Carbono Total (C) (mg L ⁻¹)	8.400,0	2.800,0
Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	15,1	13,9
Relação DBO/N	13,6	-
Relação DQO/DBO	3,5	4,9
pH	6,7	7,1

⁽¹⁾ Valores não mencionados, pois foram considerados irrelevantes na avaliação dos resultados.

De acordo com a Tabela 6 observam-se reduções de DBO e DQO total para o efluente de irrigação (EI). Essas reduções foram, respectivamente, 59,1 para a DBO e 42,8% para a DQO, conforme demonstrado na Figura 31.

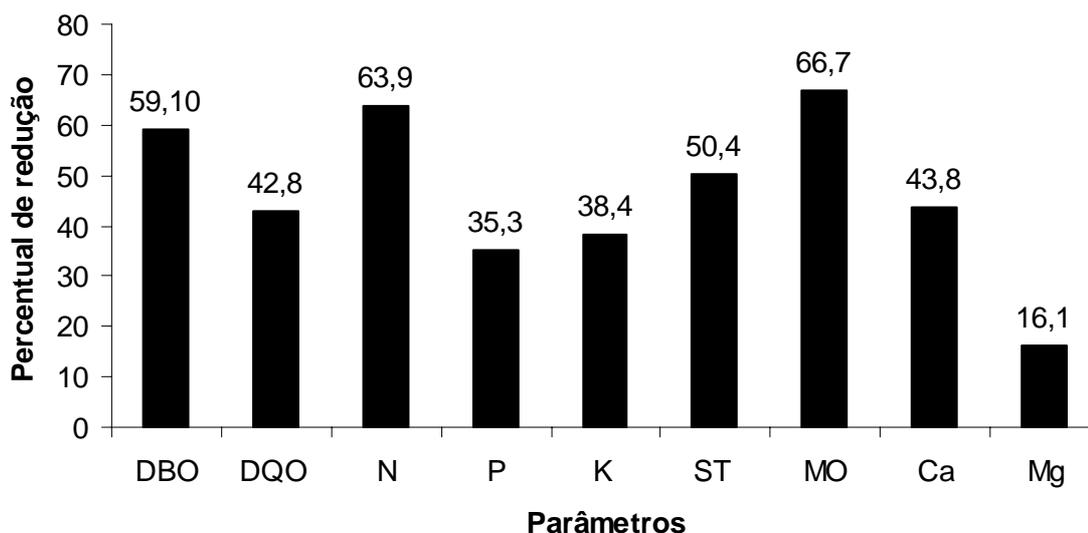


Figura 31. Redução percentual de parâmetros em relação ao EI

Autores como Branco & Hess (1975), Braile & Cavalcanti (1993) e Von Sperling (1994) citam eficiências de remoção de DBO na faixa de 75 a 95% para a maioria dos processos de aeração prolongada, para vários tipos de efluentes. A menor redução de DQO (42,79 e 3,79%) em relação à DBO (59,1 e 48,2%) pode ser explicada pela alta relação DQO/DBO do afluentes = 3,5 e DQO/DBO do efluente de irrigação = 4,9 apresentadas.

Esta relação vem ao encontro das informações de Braile & Cavalcanti (1993), que consideram um resíduo facilmente biodegradável quando suas demandas química e bioquímica de oxigênio apresentam uma relação DQO/DBO menor que 2. Entretanto, quando a relação DQO/DBO é maior que 3, o resíduo contém matéria orgânica não biodegradável. Nesse caso, o efluente tratado terá grande redução de DBO e redução parcial de DQO.

A redução dos sólidos totais (ST) para o ED foi de 34,3%, conforme Figura 30, e para o EI foi de 50,4%, de acordo com a Figura 31. As reduções de Ca e Mg para o ED foram de 8,2% e 12,9%, respectivamente, conforme pode ser observado na figura 30. Para o EI, as reduções foram de 43,8% para o Ca e 16,1% para o Mg, de acordo com a figura 31.

4.5 REDUÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

As reduções da matéria orgânica (SVT) para o ED foram de 30,4%, conforme Figura 30, e para o EI 39,1%, de acordo com a Figura 31.

Segundo Malta (2001), a eficiência dos processos biológicos está ligada à quantidade de células vivas atuantes no processo. Assim, os sistemas de tratamento devem manter o afluente em tratamento em um meio rico em lodo. Um processo biológico é considerado eficiente e econômico se puder ser operado com baixos tempos de detenção hidráulica e tempos de retenção de sólidos suficientemente longos para permitir o crescimento de microrganismos.

Neste trabalho, a relação lodo biológico (SSV)/MO, no EI foi de 0,31 (1.480/4.844), ou seja, uma parte de lodo biológico para 3,27 partes de MO, correspondendo a 31% de massa de microrganismos na MO. Já no ED essa proporção foi de 0,72 (3.980/5.536), correspondendo a 72% de massa de microrganismos na MO, demonstrando um alto percentual de microrganismos presentes no efluente em tratamento.

Segundo Von Sperling (1994), quando a concentração de bactérias no reator é elevada, há menos DBO disponível para as mesmas, fazendo com que elas se utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para sua manutenção. Em decorrência disso, o lodo excedente retirado já sai estabilizado.

Com relação a estabilização da MO, a relação C/N do EI foi de 13,9 e a do ED de 11,8. Esses resultados indicam que o primeiro está estabilizado e o segundo, humificado. Segundo Kiehl (1985), tecnicamente, quando a relação C/N de um composto tratado biologicamente for igual ou inferior a 12, ele está humificado; quando igual ou inferior a 17, o composto está estabilizado e quando acima de 30, a MO está na forma crua.

Teoricamente, para aplicação desse composto no solo, é necessário que, após sua maturação a relação C/N apresente valores menores que 20, caso contrário, ao ser incorporado ao solo existirá o risco dos microorganismos imobilizarem o nitrogênio do solo, podendo assim, faltar nitrogênio para agregação das plantas (ANDREOLI, *et al.* 1999).

O pH foi maior do que 7,0 para o efluente de irrigação (7,1), indicando, segundo Kiehl (1985), que o efluente tratado apresenta características técnicas de

estar humificado. A humificação da MO constitui o estágio final desejado do tratamento biológico. Dessa forma, o efluente pode ser reciclado, melhorando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo onde for adicionado.

O efluente tratado apresentou cor escura, sendo que, de acordo com Giessmann (1981), essa coloração é consequência indicadora do processo humoso adiantado.

O objetivo do SIPL é reutilizar o efluente tratado num sistema de agricultura sustentável, portanto, o tratamento biológico aeróbio demonstrou ser plenamente viável em todos os aspectos, transformando esses resíduos num excelente material fertilizante e com boas características para reciclagem, em sistemas intensivos de produção.

4.6 REDUÇÕES DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO

As excreções de bovinos, sem prévio tratamento, apresentam em seu conteúdo quantidades consideráveis de nutrientes essenciais para as plantas, principalmente o fósforo, o potássio, o nitrogênio, o cálcio, o magnésio e o enxofre (OSAKI, 1990).

Observam-se, através das Tabelas 5 e 6, as reduções de nitrogênio, fósforo e potássio. Reduções de N, P e K de (51,4, 8,3 e 7,8%) e (63,9, 35,3 e 38,4%) foram alcançadas para o ED e o EI, respectivamente. Foram alcançadas altas reduções de N e P para o ED e o EI, como pode ser observado nas Figuras 30 e 31.

Estes resultados estão de acordo com os valores característicos típicos de tratamento de esgotos, para remoção de N e P, citados por Von Sperling (1994), para os processos de lodos ativados por aeração prolongada e de lodos ativados de fluxo intermitente. O autor argumenta que a eficiência de remoção para tratamento de esgotos é de 15 a 30% para N e 10 a 20% para P.

Observa-se que os melhores resultados de redução de N e P foram encontrados no efluente de irrigação. Kamiyama (1990) argumenta que a maior eficiência de remoção desses elementos, nos processos de LAB, pode ser conseguida nas fases de carência de oxigênio (anóxica), possibilitando, assim, tanto a melhoria na capacidade de absorção de fósforo, por parte dos microorganismos,

quanto a remoção de nitrogênio pela desnitrificação, sob condições carentes de oxigênio livre.

Segundo o mesmo autor, o processo de LAB é o mais apropriado na remoção de nutrientes, bastando apenas adicionar equipamentos de agitação na fase anóxica. A agitação da massa líquida nos períodos de não-aeração permite maior contato entre a MO e microorganismos anaeróbios e facultativos, aumentando a eficiência do processo.

De acordo com Além Sobrinho (1983), tanto o N quanto o P podem ser removidos por via biológica. A remoção do N se dá pela nitrificação/desnitrificação, sendo que a desnitrificação ocorre com consumo de MO. A remoção do P se dá pela sua incorporação na massa de lodo, o que indica a necessidade de MO no afluente para uma boa produção de lodo e, conseqüentemente, boa remoção de P.

A agitação nos períodos anóxicos não foi adotada neste trabalho. Os períodos de aeração e de não-aeração adotados no processo não foram suficientes para proceder a uma melhor remoção de N e P. Estes resultados reforçam as conclusões de Osada *et al.* (1991), que obtiveram melhores resultados de remoções de N e P quando trabalharam com água residuária de suínos, num processo de LAB, com períodos de aeração e de não-aeração em intervalos de 1 hora, intervalo recomendado para melhor remoção de nutrientes. O objetivo do trabalho de Osada *et al.* (1991) foi maximizar a remoção de N e P do efluente para lançá-lo posteriormente em corpo d'água receptor, evitando a eutrofização de rios e lagos.

Este trabalho, ao contrário, teve como objetivo principal a estabilização da matéria orgânica, permitindo um manejo mais adequado dos dejetos, para posterior utilização como fertilizante no solo. Portanto, a remoção de nutrientes do efluente não é importante, uma vez que ele não será lançado em rios ou lagos e sim no solo, permitindo reciclar os nutrientes e a matéria orgânica removidos pelas culturas, melhorando a fertilidade do solo e a produtividade, conforme argumentam Giessmann (1981), Kiehl (1985) e Campos (1997).

Segundo Tchobanoglous (1979), os organismos nitrificantes estão presentes na maioria dos processos de tratamento biológico aeróbio, mas usualmente seus números são limitados. A habilidade de vários lodos ativados para nitrificação está correlacionada à relação DBO/N do afluente. Se esta relação é maior do que 5, o processo pode ser classificado como um processo combinado de nitrificação e de oxidação do carbono. Se a relação for menor do que 3, ele pode ser classificado

como um processo de nitrificação em estágio separado. Assim, quanto maior for a relação DBO/N, menor é a fração de nitrificação e, conseqüentemente, maior deverá ser a remoção de N e P do resíduo afluyente pela desnitrificação.

Neste trabalho, obteve-se uma relação DBO/N = 13,57. Assim, o processo pode ser classificado como uma combinação de nitrificação e de oxidação do carbono. Essas fases ocorreram simultaneamente, sendo que as remoções de N e P foram parciais. Entretanto, de acordo com as proposições deste trabalho, as remoções foram coerentes, uma vez que o objetivo era obter um efluente rico em nutrientes, para posterior reciclagem no solo.

4.7 DEMAIS BENEFÍCIOS DO TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIO

Durante a condução do experimento, observou-se que o sistema de tratamento biológico aeróbio proporcionou benefícios de ordem sanitária ao SIPL, pela ausência de mau-cheiro e de moscas no interior e arredores dos tanques de aeração, bem como nas instalações dos animais.

Segundo Giessmann (1981), a ausência de mau cheiro no efluente tratado ocorre pelo desmembramento dos compostos de enxofre e fixação do amoníaco.

A reciclagem do dejetos líquido na limpeza diária das instalações promoveu grande economia de água ao sistema de produção. Com o sistema de reciclagem houve uma redução de 93% no consumo de água. Esse consumo reduzido trouxe grande benefício ao SIPL, pois essa economia está diretamente ligada à racionalização de energia, o que credencia o sistema de tratamento por lodo ativado a ter uma relação custo benefício muito favorável. Na maioria dos sistemas de produção em confinamento, o consumo de água é de 82,5 a 86% maior, demonstrando a importância dos processos que utilizam a reciclagem da água residuária na limpeza das instalações.

Siqueira (1991) afirma que a reciclagem do esterco líquido tratado aerobiamente, na limpeza diária das instalações, promove grande economia de água aos sistemas de produção.

Outro fator que deve ser considerado é quanto ao maior custo de equipamentos e infra-estrutura, para a disposição de grandes quantidades de águas residuárias obtidas diariamente num sistema sem reciclagem.

Com relação ao volume de dejetos (fezes e urina) produzidos pelos animais, verifica-se que foi necessário 1,0 litro de água residuária para remover 1,2 litros de dejetos, demonstrando alta eficiência do sistema hidráulico de limpeza dos pisos das instalações.

A automação do processo de aeração intermitente (períodos de aeração e não-aeração) permitiu uma economia considerável de energia, mão-de-obra e agilidade no manejo do sistema. Com base nos resultados alcançados, o sistema de operação adotado pelo processo de LAB, para o tratamento dos dejetos líquidos de bovinos, com aeração intermitente e pequenos períodos de aeração-mistura (18 minutos) e não-aeração (30 minutos), demonstrou coerência com os objetivos propostos, ou seja, permitiu a estabilização da matéria orgânica, e posterior reciclagem no solo.

5 CONCLUSÕES

Os resultados demonstram que o sistema envolvendo o reator com aeração intermitente é adequado para promover a remoção biológica de vários parâmetros físico-químicos, DBO e DQO. Este sistema constitui uma alternativa bastante atrativa, capaz de promover elevado grau de remoção de nutrientes. O processo de aeração intermitente é um recurso que resulta em redução de custos operacionais para reatores de lodo ativado.

O sistema de tratamento biológico aeróbio adotado no SIPL da Embrapa Gado de Leite, foi eficiente para reduzir e estabilizar a matéria orgânica do efluente líquido dos bovinos.

Foram observadas altas reduções de DBO total e DQO total para os efluentes decantado e de irrigação.

O sistema de tratamento aeróbio adotado no SIPL foi eficiente para estabilizar a matéria orgânica dos dejetos de bovinos, transformando esses resíduos num efluente líquido estabilizado e humificado, com boas condições para reciclagem, contribuindo para a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo.

A reciclagem dos resíduos, a economia de água e energia e a preservação do meio ambiente podem fazer dos sistemas de tratamento biológico aeróbio importantes componentes para o desenvolvimento da agricultura sustentável nos sistemas intensivos de produção de leite.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUDO, E.G. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. CETESB, 1 ed., São Paulo, 1988.

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

AQUINO, S. F. Caracterização da DQO efluente de sistemas de tratamento biológico. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 3, p. 135-144, jul./set., 2003.

ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERREIRA, A. C.; BONNET, B. R. P.; PEGORINI, E. S. A. Gestão dos biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto doméstico. **Revista Engenharia e Construção**, Curitiba, set., n. 24, 1998.

ANDREOLI, C.; LARA, A.; FERNANDES, F. **Reciclagem de Biossólidos: Transformando problemas em Soluções**. SANEPAR/FINEP, 1999. 288p.

ANDREOTTOLA, G.; OLIVEIRA, E. L.; FOLADORI, P.; DALLAGO, L.; PETERLIN, R.; CADONNA, M. Método respirométrico para o monitoramento de processos biológicos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n.1, p. 14-23, jan./mar., 2005.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 18. ed. American Public Health Association, Washington D.C., 1992.

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

BARBER, E. M. et al. **Canada animal manure management guide**. Ottawa: Information Services, Agriculture Canada, 1979. 37p. (Publication 1534).

BARCELLOS, L. A. R. Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos. Santa Maria, 1991. 108p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria.

BICKERT, W. G. et al. **Dairy housing and equipment handbook**. 5 edition, Midwest Plan Service -7, 1995.

BICUDO, J. R. P. W.; RIBEIRO, R. R. Efluentes produzidos nas explorações de gado leiteiro: Tecnologias de tratamento – Digestão Anaeróbia. **Holstein**, New York, n.6, p. 52-57, 1996.

BICUDO, J. R. P. W. A exploração leiteira compatível com o ambiente. **Holstein**, New York, n.15, p. 56-62, 1999.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**, New York: Wilry-Liss, 1994. 143p.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo: CETESB, 1971. 214p.

BRANCO, S. M.; HESS, M. L. **Tratamento de resíduos**. In: AQUARONE, E.; BORZANI, W.; LIMA, U. de A. (Coord.). *Biotechnology: tópicos de microbiologia industrial*. São Paulo: E. Blücher, 1975. v. 2, cap. 3, p. 47-76.

BRANCO, S. M. **Ecologia para o 2º grau**. São Paulo: CETESB, 1978. 180p.

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

CAMPOS, J. R. Remoção de DQO e de Nitrogênio em um Sistema de Três Reatores Biológicos de Filme Fixo em Série, 1989. 295p. Tese de Livre Docência - Escola de Engenharia de São Carlos-USP.

CAMPOS, A.T. Análise da viabilidade da reciclagem de dejetos de bovinos com tratamento biológico, em sistema intensivo de produção de leite. Botucatu, 1997. 141p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrônomicas do Campus de Botucatu – UNESP.

CAMPOS, A. T.; et al. **Manejo de dejetos e de alimentação da pecuária leiteira como estratégia para a redução das emissões de metano.** In: Minas Leite, 1. Juiz de Fora. Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora, p.286-298, 1999.

CAMPOS, A. T., FERREIRA, W. A., JÚNIOR, J. L., ULBANERE, R. C., CAMPOS, A. T. Tratamento biológico aeróbio e reciclagem de dejetos de bovinos em sistema intensivo de produção de leite. **Revista de Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, n. 2, p. 426-438, 2002.

CAMPOS, A. T.; CAMPOS D. S.; CAMPOS, A. T.; PIRES, M. F. **Tratamento de águas residuárias em sistema intensivo de produção de leite.** In: Circular Técnica, 75. Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora, p. 1-5, 2003.

CETESB. Companhia de tecnologia de saneamento ambiental. **Avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos.** São Paulo: CETESB, 1994. 38p.

CHATEAUBRIAND, A. D.; LOUREIRO, B. T.; CAIXETA, T. J.; LOURES, E. G. Efeito de dejetos de suínos, aplicados em irrigação por sulcos, na cultura de milho (*Zea mays*). **Revista Ceres**, Viçosa, v. 36, n. 205, p. 264-277, 1989.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1997. 246p.

CULP, R. L.; WESNER, G. M.; CULP, G. L. **Handbook of advanced wastewater treatment.** 2.ed. New York: V. N. Reinhold, 1978. 632p.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Revista engenharia sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, jul./set., p. 260-264, 2004.

DENÍCULI, W.; OLIVEIRA, R. A.; CECON, P. R.; MARTINEZ, M. A.; RAMOS, M. M. Desempenho de uma bomba centrífuga operando com esterco bovino líquido a diferentes concentrações. **Revista Engenharia na agricultura**, Botucatu, v. 5, n. 2, p. 125-141, 1997.

DERISIO, J. C. Introdução ao controle de poluição ambiental. São Paulo: CETESB, 1992. 201p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.** BIPERS, n. 14, ago., 2002. 31p. (Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS).

DORAN, J.W.; LINN, D.M. Bacteriological quality of run off water from pastereland. **Applied of Microbiology**, v.37, p. 985-991, 1979.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite. **Sistema intensivo de produção de leite**. Coronel Pacheco, 1992. (Folder).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Aves e Suínos. **Manejo de dejetos de suínos**. Concórdia, 1998. 31p. (Boletim Informativo de Pesquisa, 11).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Pesquisa, desenvolvimento e inovação para o agronegócio brasileiro: Cenários 2002-2012**. Embrapa/Secretaria de Gestão e Estratégia. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003. 92p.

EVANS, S. D.; GOODRICH, P. R.; MUNTER, R. C. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield, and composition of corn. **Journal Environmental Quality**, n. 6, p. 361-368. 1977.

FINGER, J. L.; CYBIS, F. L. Remoção biológica de fósforo em reatores sequenciais em batelada. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, Rio de Janeiro, 1999.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos contendo espécies organocloradas. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 511-514, 2000.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.8, n.1, p.120-125, 2004.

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

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

GOMES FILHO, R. R.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; MARTINEZ, H. E. P. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 131-134, 2001.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, New York, v.49, p.119-199, 1993.

HARDOIM, P. C. Efeito da temperatura de operação e da agitação mecânica na eficiência da biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos. Jaboticabal: 1999. 88p. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista.

HARDOIM, P. C.; DICESAR, A.; GONÇALVES, M. A. Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL – AGRENER, set., 2000. **Anais. III Encontro de Energia no Meio Rural.**

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

IRVINE, R.L.; BUSH, A.W. Sequencing batch biological reactors: an overview. **Journal WPCF**, Alexandria, v. 51, n. 2, p. 235-243, 1979.

ISOLDI, L. A. Remoção de nitrogênio de águas residuárias da industrialização de arroz por tecnologias performantes. Pelotas: CENBIOT, 1998. 153p. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Centro de Biotecnologia (CENBIOT), Universidade Federal de Pelotas.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R. Tratamentos biológicos para remoção de matéria carbonada e nitrogenada. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**, v. 12, p. 1-12, jan./jun., 2004.

ITABORAHY, C.R. Desempenho de sistemas estático e dinâmico com aguapé (*Eichhornia crassipes*) no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Viçosa, 1999. 65 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Viçosa.

KAMIYAMA, H. Lodo ativado por batelada (LAB): suas vantagens no tratamento de esgotos das comunidades de médio e pequeno porte (parte 1). **Revista DAE**, São Paulo, v.49, n.157, p.218-221, out./dez., 1989.

KAMIYAMA, H. Lodo ativado por batelada (LAB): suas vantagens no tratamento de esgotos das comunidades de médio e pequeno porte (parte 1). **Revista DAE**, São Paulo, v.50, n.159, p.1-4. 1990.

KERRN-JESPERSEN, J. P.; HENZE, M.; STRUBE, R. Biological Phosphorus Release and Uptake Under Alternating Anaerobic and Anoxic Conditions in a Fixed-film Reactor. **Water Research**, v.28, n.5, p.1253-1255, 1994.

KIEHL, E.J. Renova-se o interesse pelos adubos orgânicos. **Dirigente Rural**, São Paulo, v.17, n.9/10, p.16-23, set./out., 1978.

KIEHL, E.J. **Perguntas e respostas sobre composto**. Piracicaba: ESALQ-Departamento de Solos, Geografia e Fertilizantes, 1979. 16p.

KIEHL, E.J. Preparo do composto na fazenda. **Casa da Agricultura**, Campinas, v. 3, n. 3, p. 6-9, maio/jun., 1981.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492p.

KIEHL, E. J. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. Piracicaba, 1998. 171p. Edição do autor.

KUBA, T.; Van LOOSDRECHT, M.C.M. e HEIJNEN, J.J. Phosphorus and Nitrogen Removal with Minimal COD Requirement by Integration of Denitrifying Dephosphatation and Nitrification in a Twosludge System. **Water Research**, v. 30, n. 7, p.1702-1710, 1996.

LANYON, L. E. Dairy Manure and Plant Nutrient Management Issues Affecting Water Quality and the Dairy Industry. **Journal of Dairy Science**, v. 77, n. 7, p. 1999-2007, 1994.

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; LOPES, W. S.; ATHAIDE JÚNIO, G. B.; DANTAS, A. M. M. Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras livres reator anaeróbio de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 2, p. 318-322, 2003.

LEITE, C. M. B.; BERNARDES, R. S.; OLIVEIRA, S. A. Método Walkley-Black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 111-115, 2004.

LIMA, M. A. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 19, n. 3, p. 451-472, set./dez., 2002.

LINDLEY, J. A. Anaerobic-aerobic treatment of milking center waste. **Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)**, v. 22, n. 2, p. 404-8, Mar./Apr., 1979.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p.706 -714, 2006.

MALTA, T. S. Aplicação de lodos de ETEs na agricultura: Estudo de caso Município de Rio das Ostras – RJ. Rio de Janeiro, 2001. 67p. Dissertação (Mestrado) Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública - FIOCRUZ/ENSP.

MANSELL, B.O.; SCHROEDER, E.D. Biological denitrification in a continuous flow membrane reactor. **Water Science Technology**, London, v. 38, n. 1, p. 9-14, 1998.

MARCHETTO, M.; CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P. Remoção de fósforo de efluente de reator anaeróbio em reator com aeração intermitente seguido por flotação por ar dissolvido. **Engenharia sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p.77-83, jan./mar., 2003.

MENDES, A. A.; CASTRO, H. F.; PEREIRA, E. B.; FURIGO JÚNIOR, A. Aplicação de lípases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídios. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 296-305, 2005.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, out./dez., 2002.

MOORE, J. A. & HART, J. M. Manure Management System Design Strategies: How and Why. **Journal of Dairy Science**, v. 80, n. 10, p. 2655-2658, 1997.

MORSE MEYER, D.; GARNETT I.; GUTHRIE J. C. A Survey of Dairy Manure Management Practices in California. **Journal of Dairy Science**, v. 80, n. 8, p. 1841-1845, 1997.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa**, MG: UFV/DPS, 1999. 399p.

NOWAK, O.; KÜHN, V.; MÜLLER, V. A. Comparison of different concepts of the running-off nitrification and denitrification in activated sludge plants. **Water Science and Technology**, London, v. 39, n. 6, p. 53-60, 1999.

OLIVEIRA, P. A. V. (Coord.). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1993. 188p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 27).

OLIVEIRA, R. A. de. Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura. São Carlos, 1997. 389p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P. L. G.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; CECON, P. R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo Podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 263-267, 2000a.

OLIVEIRA, R. A.; DENÍCULI, W.; IABORAHY, C. R.; CECON, P. R. Redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio de águas residuárias da suinocultura com o emprego da macrófita aquática. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 1, p. 81-86, 2000b.

OLSEN, S. R.; BARBER, S. A. **Soils for management of organic wastes and waste waters**. American Society of Agronomy, In: Soil Science Society of America. 1977.

OSADA, T.; HAGA, K.; HARADA, Y. Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process. **Water Research**, v.25, n.11, p. 1377-1388, 1991.

OSAKI, F. **Calagem e adubação**. Curitiba, 1990. 503p.

OVERCASH, M. R.; HUMENIK, F. J.; MINER, J. R. **Livestock waste management**. v.1, CRC. Press, Boca Raton, 1983.

PAULETTI, V. **Nutrientes: teores e interpretações**, Castro-Pr, 2004. 86p.

PEIXOTO, A. M. **Bovinocultura leiteira: fundamentos da exploração racional**. FEALQ, Piracicaba, 1986.

PEREIRA, C. M. Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura. Florianópolis, 2004. 187p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 9, n. 3, p. 279-286, jul./set., 2003.

POWERS, W. J.; WILKIE, H. H.; VAN HORN, R. A.; NORDSTEDT, R. A. Effects of hydraulic retention time on performance and effluent odor of conventional and fixed-film anaerobic digesters fed dairy manure wastewaters. **Transactions of the ASAE**, v. 40, n. 5, 1997.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, London, v. 39, n. 6, p. 61-68, 1999.

RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment processes**. 2. ed. Academic Press, 1983.

RITTMANN, B. E. & LANGELAND W. E. Simultaneous Denitrification With Nitrification In Single- Channel Oxidation Ditches, **Journal WPCF**, v.57, n.4, p.300-308, 1985.

RODRIGUES, F. S. F. Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico. Rio de Janeiro, 2004. 79p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SAMPAIO, C. A. P.; NÄÄS, I. A.; NADER, A. Gases e ruídos em edificações para suínos – Aplicação das Normas NR-15, CIGR e ACGIH. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 10-18, jan./abr., 2005.

SANTOS, A. B.; SANTAELLA, S. T. Remoção de DQO de água residuária de indústria têxtil empregando o processo de Lodos Ativados em Batelada. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 3, p. 151-155, jul./set., 2002.

SARAIVA, L. B. Remoção de nutrientes em efluente de industria de parboilização de arroz. Rio Grande, 2000. 81p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande.

SATOH, H.; MINO, T. E MATUSO T, Deterioration of Enhanced Biological Phosphorus Removal by Domination of Microorganisms Without Polyphosphate Accumulation. **Water Science and Technology**, v.30, n.6, p.203-211, 1994.

SAUNDERS, F.J. A new approach to the development and control of nitrification. **Water and Waste Treatment**, v. 43, p. 33-39, 1986.

SEGANFREDO, M. A. **Análise dos riscos de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suínos como adubo do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000, p. 1-3. (Comunicado técnico).

SILVA, P. R. Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos suínos. São Carlos, 1973. 76p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SILVA, E.T.; MAGALHÃES, C.S. **Controle de poluição de atividades pecuárias**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 62-76, 2001.

SILVA, J. C. P. M. Esterco líquido de gado de leite e adubação mineral influenciando a produção de silagem e propriedades químicas do solo na região dos campos

gerais do Paraná. Curitiba, 2005. 49p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná.

SIMAS, J. M.; NUSSIO, C. M. **Reciclagem de nutrientes de esterco tendo em vista o controle da poluição do meio ambiente.** In: MATTOS, W. R. *et al.* (Ed.). A produção animal na visão dos brasileiros. Piracicaba: FEALQ, 2001. p. 383-394.

SIQUEIRA, C. **Proposta sobre o manejo e uso do esterco no sistema intensivo de produção de leite da Embrapa Gado de Leite.** Coronel Pacheco: Embrapa Gado de Leite, 1991. 4p. (Relatório Técnico).

SIQUEIRA JUNIOR, L. A. Alterações de características do solo na implantação de um sistema de integração agricultura-pecuária leiteira. Curitiba, 2005. 107p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná.

SOARES, C. M. da C.; REIS, R. S.; CARDOSO FILHO, J. A.; SANTOS, T. M. C. dos. Efeito do uso de água residuária na irrigação do capim-elefante (*Pennisetum purpureum L.*). **Revista Ecosystema**, Espírito Santo do Pinhal, SP, v. 25, jan./jul., 2000.

SORM *et al*, Phosphate Uptake Under Anoxic Conditions and Fixed-Film Nitrification In Nutrient Removal Activated Sludge System, **Water Science and Technology**, v.30, n.7, p.1573-1596, 1996.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 1, p. 69-73, 1999.

SOUZA, M. E. **Problemática da digestão anaeróbia dos resíduos industriais.** In: I SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS ORGÂNICOS. São Paulo: CETESB, 1982. 35p.

SOUZA, S. R. L.; NÄÄS, I. A.; MARCHETO, F. G.; SALGADO, D. D. Análise das condições ambientais em sistemas de alojamento 'free stall' para bovinos de leite. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 2/3, p. 299-303, 2004.

SOUZA, C. F.; SANTOS, C. R.; CAMPOS, J. A.; MOGAMI, C. A.; BRESSAN, W. S. Potencial de dejetos de suínos como substrato na biodigestão anaeróbia sob efeito de diferentes temperaturas e tempos de retenção hidráulica. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 52, n. 300, p. 255-265, 2005.

STANDARDS METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 1998.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry genesis, composition, reactions**. New York, John Wiley, 1994. 496p.

TAIGANIDES, E. P. **Animal wastes**. London: Applied Science Publishers, 1977. 429p.

TCHOBANOGLIOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 2. ed. New York: McGraw-Hill Book, 1979. 920p.

TCHOBANOGLIOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill Book, 1991. 1334p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros minerais**. Departamento de solos. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2 ed., 1995. (Boletim Técnico n. 5).

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; KANEGAE, A. P.; STEFANUTTI, R. Método alternativo de tratamento de esgotos. **Revista Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, São Paulo, n. 31, jul./dez., 2003.

TONKOVIC, Z. Energetics of Enhanced Biological Phosphorus and Nitrogen Removal Processes. **Water Science and Technology**, v.38, v.1, p. 177-184, 1998.

TORRES, S.; ASPÉ, E.; MATI, M. C. Differential bacterial growth kinetic and nitrification of fisheries wastewaters containing high ammonium and organic matter concentration by using pure oxygen. **Biotechnology Letters**, v. 19, n. 3, p. 241-244, 1997.

VIEIRA, A. A.; et al. Substituição do milho por dejetos de bovinos em rações para suínos suplementadas com di-metionina, l-triptofano, óleo de soja e caldo de cana-de-açúcar. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 20, n. 1, p. 14-32, 1991.

VIEIRA, S. M. M.; SILVA, J. W. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. Emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental: CETESB, 2002. 87p.

VITKO, T. G. Expected quality of dairy wastewater based on the characterization of a dairy farm in Chino, Califórnia. **CWEA Bulletin/Spring**, p.23-27, 1999. (Technical Articles).

VON SPERLING, M. Critérios de dados para uma seleção preliminar de tratamento de resíduos de esgotos. **Revista Bio**, São Paulo, v. 3, n. 1, p. 7-21, 1994.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 1995. 240p.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2 ed. v.1, 1996. 243p.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados.** Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. v. 4. 2 ed., 1997. 415p.

VON SPERLING, M. Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria dos fluxos de sólidos. **Engenharia sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 3, p.147-156, jul./set., 2001.

WILKERSON, V. A.; MERTENS, D. R.; CASPER, D. P. Prediction of Excretion of Manure and Nitrogen by Holstein Dairy Cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 80, n. 12, p. 3193-3204, 1997.

WILKINSON, S. R.; LOWREY, R. W. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. Ed. **Chemistry and biochemistry of herbage.** London, Academic Press, v.2. p.247-315, 1973.

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca da UNIOESTE – Campus de Marechal Cândido Rondon – PR., Brasil)

A845t	Assenheimer, Adriane Tratamento de dejetos bovinos em sistema intensivo de produção de leite com aeração mecânica. / Adriane Assenheimer. - Marechal Cândido Rondon, 2007. 93 p. Orientador: Prof Dr Alessandro Torres Campos Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Marechal Cândido Rondon, 2007. 1. Bovinos - Dejetos - Aerador. 2. Bovinos - Instalações. 3. Bovinocultura. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título. CDD 21.ed. 636.2 CDU 636.2 CIP-NBR 12899
-------	---

Ficha catalográfica elaborada por Marcia Elisa Sbaraini Leitzke CRB-9/539