



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LEITOS CULTIVADOS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA**

Gilberto José Hussar

Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston

Campinas, SP
Setembro de 2001



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LEITOS CULTIVADOS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA**

Gilberto José Hussar

Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, como requisito parcial para obtenção do grau de mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo.

Campinas, SP
Setembro de 2001

H963a

Hussar, Gilberto José

Avaliação do desempenho de leitões cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura / Gilberto José Hussar.--Campinas, SP: [s.n.], 2001.

Orientador: Denis Miguel Roston.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Resíduos de animais. 2. Águas residuais. 3. Suíno - Esterco. 4. Digestão anaeróbica. I. Roston, Denis Miguel. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.

À minha mãe que durante a sua vida me apoiou e incentivou, ao meu pai, minha esposa Vânia e meus filhos Flávio e Débora, pelo apoio, estímulo e compreensão, dedico.

AGRADECIMENTOS

À Deus em sua infinita bondade.

Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston pelo entusiasmo, dedicação, amizade e orientação.

Ao Celso e Joaquim amigos e companheiros de jornadas, pelo incentivo, conselhos e inestimável amizade.

Ao Paradela pela valiosa colaboração e incentivo na realização deste trabalho, e, principalmente pela amizade e companheirismo.

À Dr.^a Adriana Cavaliere, Coordenadora do Curso de Engenharia Agrônômica do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal, pela oportunidade, colaboração apoio e incentivo.

Ao Prof. Gerson Araújo de Medeiros, Coordenador do Curso de Engenharia Ambiental do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal, pela oportunidade, apoio e incentivo.

Ao professor Marco Antônio Galli e às professoras Nilva Terezinha Teixeira e Maria Helena Calafiori do Curso de Engenharia Agrônômica pelo apoio e incentivo.

Ao Marcelus pelo auxílio quando da instalação do projeto e pelas valiosas informações para a operação do sistema.

Aos amigos Rogério Antônio Sellitto e Marcelo José Miranda, Diretor de Patrimônio e 2º Vice-Presidente da Fundação Pinhalense de Ensino, mantenedora do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal, pelo apoio e colaboração durante à elaboração e condução deste trabalho.

Ao meu irmão José Roberto pela amizade, apoio e incentivo.

Aos amigos do IC de São João da Boa Vista, Dulce, Cristina, Elizabete, Maria Luíza, Rose, Éster, Romeu, Celso, Cruz, Lourival, Marcos, Marcelo e Nelson, pela amizade e convivência nos dias de trabalho.

Aos amigos Edson, Pedro, Marcelo e Willian, Peritos Criminais do IC de São João da Boa Vista, pela compreensão nos pedidos de trocas de plantão.

À Maria Angélica Peralva, pela condução das análises deste projeto, com muito profissionalismo e dedicação.

À Aninha e Martha, secretárias da CPG, e à Susely, secretária do DAS, pelos incontáveis auxílios.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
3.1. Características das águas residuárias de suinocultura.....	7
3.2. Impactos ambientais causados pelas águas residuárias de suinocultura	8
3.2.1. Poluição do meio ambiente aquático.....	9
3.2.2. Contaminação do Meio Ambiente Aquático.....	11
3.2.2.1. Principais Agentes Patogênicos.....	12
3.2.2.2. Doenças de Veiculação Hídrica.....	14
3.2.3. Contaminação do Solo.....	14
3.3. Principais técnicas de tratamento de águas residuárias de suinocultura.....	15
3.3.1. Técnicas de tratamento físico.....	15
3.3.2. Técnicas de tratamento biológico.....	16
3.3.2.1. Tratamento aeróbio.....	16
3.3.2.3. Tratamento anaeróbio.....	17
3.4. Digestão anaeróbia.....	18
3.4.1. Etapas do processo anaeróbio.....	19
3.4.1.1. Hidrólise.....	20
3.4.1.2. Acidogênese.....	20
3.4.1.3. Acetogênese.....	21
3.4.1.4. Metanogênese.....	21
3.4.2. Parâmetros que interferem no processo anaeróbio.....	21
3.4.2.1. Temperatura.....	21
3.4.2.2. pH.....	22
3.4.2.3. Carga de matéria orgânica.....	22
3.4.2.4 Concentração de sólidos.....	22
3.4.2.5 Substâncias tóxicas.....	23
3.4.2.6 Nutrientes.....	23
3.5. Reator anaeróbio compartimentado.....	24

4.10.2. Sumário dos métodos de análise laboratorial.....	65
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
5.1. Tratamento primário da água residuária.....	67
5.2. Adaptação das macrófitas.....	69
5.3. Teste prévio de monitoramento dos leitos de macrófitas.....	73
5.3.1. Desempenho dos leitos cultivados para o TDH de 6,27 dias.....	73
5.3.1.1. Remoção da Demanda Química de Oxigênio.....	73
5.3.1.2. Remoção de Sólidos Sedimentáveis.....	74
5.3.1.3. pH.....	75
5.3.2. Desempenho dos leitos cultivados para TDH de 12,54 dias.....	76
5.3.2.1. Remoção da Demanda Química de Oxigênio.....	76
5.3.2.2. Remoção de Sólidos Suspensos.....	77
5.3.2.3. Remoção de Fósforo.....	78
5.3.2.4. Remoção de Sólidos Sedimentáveis.....	79
5.3.2.5. pH.....	79
5.4. Avaliação dos leitos cultivados.....	80
5.4.1. Desempenho dos leitos cultivados para o TDH de 6,27 dias.....	81
5.4.1.1. Remoção da Demanda Química de Oxigênio.....	81
5.4.1.2. Remoção de Sólidos suspensos.....	82
5.4.1.3. Remoção de Nitrogênio.....	84
5.3.2.4. Remoção de Fósforo.....	89
5.4.1.5. pH.....	93
5.4.1.6. Remoção de Sólidos Sedimentáveis.....	95
6. CONCLUSÕES.....	97
7. SUGESTÕES PARA A CONTINUIDADE DO ESTUDO.....	99
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101
ANEXOS.....	112

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Caracterização da água residuária bruta e do efluente do reator anaeróbio compartimentado.....	68
Quadro 2	Concentração de DQO (mg/L) da água residuária bruta, dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados, no período de 26/10/2000 à 21/12/2000.....	111
Quadro 3	Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) do efluente do reator anaeróbio e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/10/2000 à 21/12/2000.....	75
Quadro 4	Valores do pH do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/10/00 à 21/12/00.....	111
Quadro 5	Concentração de DQO (mg/L) da água residuária bruta, dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados, no período de 22/12/2000 à 02/02/2001.....	112
Quadro 6	Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.....	112
Quadro 7	Concentração de Fósforo na forma de P (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.....	113
Quadro 8	Concentração de Fósforo na forma de P ₂ O ₅ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.....	113
Quadro 9	Concentração de Fósforo na forma de PO ₄ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.....	114
Quadro 10	Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) do efluente do reator anaeróbio e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.....	79
Quadro 11	Valores do pH dos efluentes de cada um dos compartimentos do reator anaeróbio e dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.....	114
Quadro 12	Concentração de DQO (mg/L) da água residuária bruta, dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	115
Quadro 13	Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	115
Quadro 14	Concentração do Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	116

Quadro 15	Concentração do Nitrogênio na forma de Nitrato (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	116
Quadro 16	Concentração do Nitrogênio na forma Amoniacal (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	117
Quadro 17	Concentração do Fósforo na forma de P (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	117
Quadro 18	Concentração do Fósforo na forma de P ₂ O ₅ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	118
Quadro 19	Concentração do Fósforo na forma de PO ₄ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.....	118
Quadro 20	Resultados do pH da água dos efluentes do reator anaeróbio e dos leitos cultivados, no período de 26/03/01 à 15/05/01.....	118
Quadro 21	Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) dos efluentes do reator anaeróbio e dos leitos cultivados, no período de 26/03/01 à 15/05/01.....	95

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Desenho esquemático do sistema de tratamento, planta baixa e corte.....	53
Figura 2.	Filtro utilizado para reter partículas sólidas presentes no tanque de equalização.....	55
Figura 3.	Mostra o interior dos compartimentos e as tubulações de abastecimento do afluente e de escoamento do efluente.....	55
Figura 4	Detalhe da primeira câmara, a tubulação que conduz o resíduo bruto proveniente do tanque de equalização à primeira câmara e a tubulação que conduz o efluente desta para a segunda câmara.....	57
Figura 5	Ilustra as mudas de taboa do primeiro leito de macrófitas e a instalação do segundo leito.....	61
Figura 6	Mostra a tubulação que conduz o efluente do primeiro para o segundo leito de macrófitas, situação das plantas do primeiro leito e ao fundo o reator anaeróbio compartimentado.....	62
Figura 7	Ilustra os leitos e o reator anaeróbio compartimentado, tubulação de escoamento em forma de “cachimbo” para o escoamento do líquido após tratamento.....	62
Figura 8	Aspecto geral do segundo leito cultivado após a poda das macrófitas.....	63
Figura 9	Detalhe da necrose observada na folha em decorrência do ataque de <i>Colletotrichum sp.</i>	69
Figura 10	Mostra a evidente diferença entre as macrófitas que ocupavam os leitos 1 e 2 (à esquerda).....	70
Figura 11	Aspecto geral dos leitos cultivados, cujas plantas apresentam as folhas debilitadas.....	71
Figura 12	Aspecto geral das plantas debilitadas no segundo leito.....	72
Figura 13	Regeneração das macrófitas, destacando o verde intenso das folhas.....	72
Figura 14	Concentração da DQO (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados no período de 26/10/00 à 21/12/00 com a vazão de 24 L/h.....	74
Figura 15	Valores de pH do afluente do reator anaeróbio compartimentado e do efluente dos leitos cultivados no período de 26/10/00 à 21/12/00, quando se utilizou a vazão de 24 L/h.....	76
Figura 16	Concentração da DQO (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 22/12/00 à 02/02/01.....	77
Figura 17	Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.	78
Figura 18	Valores de pH dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados no período compreendido entre os dias 22/12/00 à 02/02/01.....	80

Figura 19	Concentração da DQO (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 23/03/01 à 09/05/01.....	82
Figura 20	Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01, utilizando-se a vazão de 24L/h.....	83
Figura 21	Concentração do Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/01 à 15/05/01.....	86
Figura 22	Concentração do Nitrogênio na forma de Nitrato (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.....	87
Figura 23	Concentração do Nitrogênio Amoniacal (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.....	89
Figura 24	Concentração do Fósforo na forma de P (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.....	91
Figura 25	Concentração do Fósforo na forma de do P ₂ O ₅ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.....	92
Figura 26	Concentração do Fósforo na forma de PO ₄ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.....	93
Figura 27	Valores do pH do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com a vazão de 24 L/h.....	94

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de leitos cultivados com macrófitas aquáticas de vazão sub-superficial no tratamento de água residuária de granja de produção de suínos. A água era proveniente da limpeza das baias e passava por um tratamento inicial em um reator anaeróbio compartimentado antes de ser enviada ao leito cultivado. Os leitos utilizavam como meio suporte brita nº 3 e foram cultivados com *Typha spp.* (taboa), uma macrófita aquática emergente. Obtiveram-se reduções de DQO entre 31,87% e 51,33%; de sólidos sedimentáveis de 100%; de sólidos suspensos entre 10,55% e 67,87%; de nitrogênio total Kjeldahl entre 9,09% e 71,43%; de nitrogênio amoniacal entre 14,29% e 70,59%. As remoções das diversas formas de fósforo não foram significativas, ou seja, entre 13,94% a 34,75% de P, entre 4,76% e 33,60% de P_2O_5 e entre 4,73% e 33,60% de PO_4 . De um modo geral, o sistema teve eficiência abaixo daquela encontrada na literatura, apresentando ainda, fitotoxidez das macrófitas, provavelmente devido às altas concentrações de sais nitrogenados presentes na água residuária.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de resíduos, leitos cultivados, suínos.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the performance of a subsurface flow constructed wetland treating swine wastewater. The medium used was gravel (diameter ranging from 3 to 5 cm) and the macrophyte was *typha spp.* (cattail). A baffled anaerobic reactor was used as a pre-treatment step. The wetland system presented a COD removal ranging from 31.87% to 51.33%; suspended solids removal from 10.55% to 67.87%; 100% of settleable solids removal; total Kjeldahl nitrogen ranging from 9.07% to 71.43%; and ammonia nitrogen removal ranging from 14.29% to 70.59%. Phosphorus removal ranging from 13.94% to 34.75% of P, from 4.76% to 33.60% of P₂O₅ and from 4.73% to 33.60% of PO₄. The wetland system performance were quite below the ones reported in the literature presenting also, nitrogen toxicity to the plants, likely due to the high concentration of nitrogen presented in the wastewater.

Key Words: Wastewater treatment; constructed wetland; swine.

1. INTRODUÇÃO

As comunidades estabelecidas, através das águas servidas, geram as denominadas águas residuárias, que podem ser de origem puramente doméstica (esgotos), ou provenientes de indústrias e atividades agrícolas.

No Brasil, o destino destas águas residuárias foi e continua sendo lagos e rios, através do denominado método da diluição, considerado então como único método para eliminar esses efluentes, inspirados no seu baixo custo de implantação associado à falta de recursos para os setores de saneamento básico, no que se refere ao tratamento de esgotos.

A diluição é um procedimento antiquado e pernicioso, face ao comprometimento do meio ambiente aquático, uma vez que um corpo de água receptor poluído é um potencial e, freqüente fonte de infecção.

No Período de 1995-1999, um terço das internações pelo Sistema Único de Saúde – SUS foi decorrente da falta de saneamento. Isso representa 3,4 milhões de pessoas em todo país adoecendo porque não possuem condições mínimas de vida. Não possuem água encanada, nem coleta e tratamento de esgotos, ficando expostas a inúmeros agentes causadores de contaminações. São comunidades que convivem com mananciais degradados pela imensa quantidade de esgotos lançados diariamente nestes corpos d' água (SILVA, 2001).

No caso específico da suinocultura, as águas residuárias são muitas vezes conduzidas até lagoas ou tanques de criação de peixes, que utilizam esses resíduos como fonte de alimento. Tal prática, realizada sem o devido controle, é prejudicial ao meio ambiente, pois, a adição de matéria orgânica "*in natura*", poderá resultar em elevação da Demanda Bioquímica de Oxigênio e proliferação de grande

variedade de algas. Os efluentes oriundos dos referidos reservatórios afetam a qualidade dos corpos de água receptores (córregos e rios).

O rebanho brasileiro de suínos no ano de 2000 foi de aproximadamente 36,5 milhões de cabeça, e que do Estado de São Paulo foi de cerca de 1,5 milhões (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SUINOCULTURA, 2000).

O crescimento demográfico implica no incremento da produção de suínos, resultando no aumento das águas residuárias geradas por esta atividade, e que são descartadas sem nenhum tipo de tratamento. Este crescimento sem nenhum planejamento leva os recursos hídricos a um processo de deterioração.

O suíno adulto produz em média 0,27 m³ de dejetos líquidos por mês (KONZEN, 1983; OLIVEIRA, 1993). Assim, temos no Estado de São Paulo, por dia a produção de mais de 13.500 m³ de dejetos.

A diminuição da disponibilidade dos recursos hídricos e a deterioração da qualidade das águas superficiais e subterrâneas apontam para uma tendência de aproveitamento racional desse precioso recurso, com o mínimo de dano ao meio ambiente.

Diante dessas evidências, torna-se importante a proposição de um sistema de tratamento de efluentes oriundos de granjas de suinocultura, a fim de minimizar os efeitos maléficos aos ecossistemas aquáticos e a patogenicidade desse material.

Dentre os vários sistemas naturais existentes é destacado no presente trabalho a associação entre o reator anaeróbio compartimentado e os leitos cultivados. O reator anaeróbio compartimentado foi utilizado como um tratamento primário, eleito face ao seu potencial na remoção da DQO, facilidade de construção e operação. Por sua vez, os leitos cultivados, foram eleitos como alternativa de tratamento secundário, uma vez que as pesquisas apontam como um sistema também de fácil construção e operação, destinado à remoção da carga orgânica remanescente e principalmente na remoção de fósforo e nitrogênio, onde o reator anaeróbio compartimentado mostra-se ineficiente.

As pesquisas realizadas envolvendo os referidos sistemas de tratamento são incipientes e pouco desenvolvidas, devendo-se promover o fomento

para propiciar novos testes para diferentes tipos de situações, em virtude das condições climáticas favoráveis, facilidade de aplicação nas comunidades rurais e importância na preservação dos recursos naturais.

2. OBJETIVO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de leitos de fluxo subsuperficial cultivados com macrófitas aquáticas emergentes no tratamento secundário do efluente proveniente de um reator anaeróbio compartimentado, utilizado para o tratamento de água residuária resultante da limpeza de uma instalação destinada a criação de suínos.

Especificamente avaliou-se os seguintes parâmetros: DQO, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, pH, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio nas formas de Nitrato e Amoniaco e fósforo nas de P , P_2O_5 e PO_4 .

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Características das águas residuárias de suinocultura

A quantidade total de resíduos líquidos produzidos por suínos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais, cerca de 4,9 % a 8,5 % do seu peso vivo por dia, para a faixa de 15 a 100 kg (JELINEK, 1977; OLIVEIRA, 1993). A urina influi na quantidade de dejetos, que por sua vez depende diretamente da ingestão de água (OLIVEIRA, 1993).

O volume total de liquame de um sistema de criação depende da quantidade de água desperdiçada pelos bebedouros e do volume de água utilizado na higienização das edificações e dos animais (OLIVEIRA, 1993).

Os dejetos podem apresentar grandes variações na concentração de seus componentes, dependendo da diluição e da modalidade como são manuseados e armazenados. Em função do tipo de manejo, o teor de matéria seca pode variar de 1 a 18%, o nitrogênio total varia de 0,45 a 4,54 kg/tonelada de dejetos, o fósforo na forma de P_2O_5 pode ser encontrado entre 0,23 a 4,08 Kg/tonelada de dejetos e o potássio na forma de K_2O de 0,45 a 3,63 kg/toneladas de dejetos (OLIVEIRA, 1993).

De um modo geral, os dejetos de suínos em unidade de crescimento e terminação apresentam as seguintes características: pH de 6,94; matéria seca (%) 8,99; sólidos totais (%) 9,00; sólidos voláteis (%) 75,05; nitrogênio total (%) 8,33; fósforo (%) 0,25; potássio (%) 0,12; demanda bioquímica de oxigênio (g/litro) 52,27 e demanda química de oxigênio (g/dia) 98,65 (KOZEN, 1980; OLIVEIRA, 1993).

3.2. Impactos ambientais causados pelas águas residuárias de suinocultura.

O aumento da população incide em um aumento de produtos agropecuários. No caso em questão, o aumento dos sistemas de produção de suínos em confinamento, produz cada vez maiores quantidades de dejetos. Não havendo sistemas de tratamento e aproveitamento destes resíduos, o seu destino são os cursos de água naturais (OLIVEIRA, 1993). Assim como tem-se um aumento na quantidade de águas residuárias geradas, tem-se também um aumento na necessidade de água potável para suprir o aumento na demanda. O desmatamento irracional e não controlado tem diminuído consideravelmente o caudal dos mananciais, que somado ao já mencionado aumento de águas residuárias, prejudica em algumas áreas o atendimento da demanda nos períodos de estiagem (FAIR & et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979).

A disposição do afluente de um sistema de produção de suínos em corpos receptores, ou seja, riachos, rios, lagos e outros, denomina-se diluição. Esse procedimento é adotado em praticamente todas as propriedades rurais, uma vez que não possuem sistema de tratamento desses resíduos gerados (SILVA, 1979; VON SPERLING, 1998). Trata-se de um método prejudicial ao meio ambiente uma vez que provoca alterações nas propriedades físicas e químicas do corpo receptor, e também oferece riscos à saúde pública e ao abastecimento de água potável pela introdução de seres ou elementos contaminantes, patogênicos ou tóxicos. Quando efluentes de águas residuárias são lançados em um corpo d' água receptor não somente são desperdiçados nutrientes, mas como também as águas receptoras podem se tornar poluídas e contaminadas (BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; VON SPERLING, 1998).

3.2.1. Poluição do meio ambiente aquático

O lançamento de águas residuárias tratadas ou não em um caudal líquido, provoca alterações nas propriedades físicas e químicas da água, o que pode resultar em profundas e severas alterações ecológicas no meio ambiente aquático.

A principal consequência da disposição de águas residuárias no meio ambiente aquático é a ocorrência da demanda de oxigênio deste caudal líquido, que é provocada pela estabilização da matéria orgânica, resultando na formação de pequenas quantidades de sais minerais dissolvidos na água principalmente nitrogênio e fósforo, cuja presença leva ao desenvolvimento excessivo de algas resultando na eutrofização dos corpos receptores de águas lânticas (represas e lagos). A demanda de oxigênio é compensada pela reoxigenação através da atmosfera, diz-se que o rio, depois de ser poluído, sofre um processo de autodepuração mediante o qual ele volta as suas características iniciais de águas limpas, contudo, a medida que a quantidade destes resíduos aumenta, diminui a capacidade de recuperação do aquífero (BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; VON SPERLING, 1998).

As águas residuárias apresentam parâmetros relacionados com a poluição das águas, sendo que merecem destaque especial face à sua importância os seguintes: sólidos, indicadores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 1998).

a) Sólidos

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Os sólidos podem ser classificados pelo seu tamanho e estado, pelas características químicas e pela decantabilidade (SILVA, 1979; VON SPERLING, 1998).

b) Matéria orgânica carbonácea

A matéria orgânica presente nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição das águas: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microorganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. As substâncias orgânicas presentes nas águas residuárias são constituídas principalmente por compostos de proteínas, carboidratos, gorduras e óleos, uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros (em menor quantidade) (PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; VON SPERLING, 1998).

A matéria orgânica carbonácea (carbono orgânico) presente nas águas residuárias é classificada quanto à forma e tamanho, bem como quanto à biodegradabilidade (VON SPERLING, 1998).

c) Nitrogênio

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: molecular (N_2), nitrogênio orgânico, amônia (livre – NH_3 e ionizada – NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (MALAVOLTA, 1976; SILVA, 1979; VON SPERLING, 1998).

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos de geração e do próprio controle da poluição das águas. Ele é um elemento indispensável para o crescimento de algas, podendo conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas. Nos processos de conversão da amônia em nitrito e este a nitrato, implica no consumo de oxigênio dissolvido no corpo d' água receptor. O nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes e na forma de nitrito está associado a doenças como a metahemoglobinemia (VON SPERLING, 1998).

d) Fósforo

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas seguintes formas: ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico (VON SPERLING, 1998).

Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão à forma mais simples. A forma em que os ortofosfatos se apresentam na água depende do pH. Tais incluem PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4^- . Em águas residuárias a forma predominante é o HPO_4^{2-} (PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; VON SPERLING, 1998).

O fósforo também é um nutriente essencial para o crescimento dos microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, bem como para o crescimento de algas, podendo por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas (VON SPERLING, 1998).

3.2.2. Contaminação do Meio Ambiente Aquático

O ambiente aquático é habitado normalmente por organismos de vida livre, podendo, ainda, abrigar microorganismos patogênicos que não o habitam, mas apenas “*passam por ele*”. Os seres patogênicos ao contrário dos habitantes deste meio, não provocam, em geral, quaisquer modificações ecológicas no meio aquático, uma vez que as suas relações de trocas recíprocas de substâncias (nutrição, respiração, excreção) se dão em relação ao organismo parasitado, que é o seu meio ecológico natural e não a água que é apenas o seu veículo eventual (FAIR et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; OLIVEIRA, 1993).

A água poluída pode tornar-se um veículo direto de vários contaminantes causadores de doenças graves de caráter epidêmico, atingindo grande porcentagem de pessoas que dela se abastecem, envolvendo assim, um aspecto sanitário da mais alta significação (FAIR et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; OLIVEIRA, 1993).

Os principais tipos de microorganismos patogênicos existentes em águas contaminadas são: vírus, bactérias, fungos, protozoários e vermes. A sua presença é, portanto, originada do lançamento de águas residuárias, uma vez que esses organismos patogênicos são excretados através da urina e fezes e por isso são encontrados nos resíduos dos animais, inclusive do homem. Mesmo quando estes resíduos são tratados através de remoção de sólidos, aeração ou desidratação, os patógenos não são erradicados (FAIR et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; OLIVEIRA, 1993).

Sendo assim, presume-se que, nos casos de infecção animal nos grandes sistemas de confinamento (suinocultura), grande número de patógenos seriam eliminados nos rios. Por outro lado, devemos levar em conta que alguns animais podem eliminar patógenos sem manifestar sintomas de infecção. Isto ocorre especialmente no caso da *Salmonelose*, sendo assim, os resíduos devem passar por um controle de qualidade antes do uso ou lançamento em cursos d'água (OLIVEIRA, 1993).

3.2.2.1. Principais Agentes Patogênicos

Os principais agentes patogênicos geralmente encontrados nas águas residuárias são bactérias, coliformes, vírus, algas, protozoários e vermes.

As bactérias causadoras de doenças mais importantes são aquelas que provocam as doenças intestinais, tais como cólera, disenteria, febre tifóide e paratifóide. Esses organismos são altamente infectivos e responsáveis por milhares de óbitos nos trópicos a cada ano. A sua propagação é facilitada pelas precárias condições sanitárias e falta de higiene prevalecente na maioria das regiões de clima tropical. Uma bactéria bastante comum nas águas residuárias é *Salmonella* (FAIR et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; OLIVEIRA, 1993).

A existência de coliformes, em determinadas concentrações, deve ser encarada como um sinal de alerta, indicando a possibilidade de haver poluição fecal.

Os coliformes são considerados de dois gêneros, *Escherichia* e *Aerobacter* (PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; OLIVEIRA 1993).

A variedade de vírus é muito grande, muitos deles patogênicos causando males que variam desde resfriados comuns, sarampos, parotidites, hepatite infecciosa, até varíola, poliomelite, e outros (FAIR et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; OLIVEIRA, 1993).

As algas são variadas, podem parasitar invertebrados, e em muitos casos vivem no interior daqueles organismos em perfeita associação simbiótica. Outras que parasitam peixes, assim como, são encontradas algas em certas lesões micóticas pulmonares, renais, etc., em indivíduos humanos, cujos efeitos ainda não estão perfeitamente determinados (FAIR et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979).

Vários são os protozoários que podem ser transmitidos pela água, causando moléstias variadas aos organismos humanos. Alguns provocam diarreias, como o *Giardia lamblia*, ou outros distúrbios intestinais devidos ao *Trichomonas hominis*. O principal protozoário sob o ponto de vista sanitário é a *Entamoeba histolytica*, causadora da chamada Amebíase, transmissível por água contaminada. (FAIR et al., 1971; BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979).

O *Ascaris lumbricoides*, verme nematóide, transmite seus ovos através das fezes do infectado aos centros hídricos e daí passando ao novo hospedeiro por ingestão daquela água. A verminose mais difundida no Brasil é a esquistossomose devido à um verme helminto, o *Shistosoma mansoni*, cujo ciclo biológico necessita de um molusco, o caramujo aquático do gênero *Australorbis*, para hospedeiro intermediário. A partir do caramujo a cercária infecta o homem através da pele ou das mucosas bucais (PEREIRA, 1976; SILVA 1979).

3.2.2.2. Doenças de Veiculação Hídrica

As doenças de veiculação hídrica são aquelas em que é a água o veículo transportador do agente causador da moléstia, de um indivíduo para outro (BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979).

O mal pode ser causado pelo próprio agente, agindo diretamente nos organismos atacado, ou através de toxinas liberadas pelos agentes patogênicos no meio aquático, as quais intoxicam o ser que as ingere (PEREIRA, 1976).

Dentre as principais doenças de veiculação hídrica podemos citar a Poliomielite, Cólera, Febre Tifo, Febre Paratifo, Disenteria Bacilar, Antrax, Brucelose, Tuberculose, Leptospirose e Disenteria (SILVA, 1979).

3.2.3. Contaminação do Solo

Quando o esterco líquido é aplicado em grandes quantidades no solo, ou armazenado em lagoas sem revestimento impermeabilizante durante vários anos, poderá ocorrer sobrecarga da capacidade de infiltração do solo e retenção dos nutrientes do esterco. Nestas circunstâncias, alguns destes nutrientes podem atingir as águas subterrâneas ou superficiais acarretando problemas de contaminação. O fósforo contido nos esterco difunde-se mais rapidamente no solo que o contido nos fertilizantes comerciais, pois a matéria orgânica do esterco favorece a solubilização dos fosfatos. Outra substância que precisa ser considerada sob aspecto da proteção ambiental é o nitrato, cujos teores no lençol freático de terras tratadas com altos níveis de esterco líquido durante vários anos (160 m³/ha) foram dez vezes maiores que os encontrados nas terras não tratadas (OLIVEIRA, 1993).

3.3. Principais técnicas de tratamento de águas residuárias de suinocultura

A remoção dos poluentes no tratamento, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente está associada aos conceitos de nível do tratamento e eficiência do tratamento. O tratamento das águas residuárias é usualmente classificada através dos seguintes níveis: preliminar, primário, secundário e terciário. O preliminar consiste na remoção de sólidos em suspensão grosseiros. Por sua vez o primário tem como objetivo a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em suspensão. O secundário visa a remoção da DBO em suspensão e solúvel. E o terciário consiste na remoção de nutrientes, organismos patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes (VON SPERLING, 1998).

Os métodos de tratamento dividem-se em operações e processos unitários, e a integração destes compõe os sistemas de tratamento. De uma forma geral os métodos de tratamento podem ser classificados operações físicas unitárias, processos químicos unitários e processos biológicos unitários (METCALF & EDDY, 1991).

3.3.1. Técnicas de tratamento físico

Dentro das técnicas de tratamento físico podem ser encontrados o método de separação de fases e o método da desidratação.

A separação de fases consiste em separar as partículas maiores contidas nos dejetos da fração líquida, ou seja, remove-se os sólidos em suspensão sedimentáveis e os sólidos flutuantes, obtendo-se assim dois produtos, fração líquida e fração sólida (OLIVEIRA, 1993; VON SPERLING, 1998).

A separação tem como objetivo reduzir o tempo de permanência, quando do tratamento do efluente em lagoas e reatores. Outro ponto importante da

remoção destes sólidos, é que, implica na redução da carga de DBO, uma vez que uma parte significativa destes sólidos é compreendida por matéria orgânica em suspensão (OLIVEIRA, 1993; VON SPERLING, 1998).

A desidratação dos dejetos consiste na redução do conteúdo de umidade (% matéria seca); ela serve para o controle da poluição e melhora as características do produto para o manuseio. A redução da umidade dos dejetos para níveis de 10 a 15 % produz um material livre de odores para o armazenamento, transporte, uso como fertilizantes e suplemento alimentar. Os processos de redução de umidade nos dejetos dividem-se em evaporação, separação de fase, secagem e adição de materiais absorventes (OLIVEIRA, 1993).

3.3.2. Técnicas de tratamento biológico

As técnicas de tratamento biológico compreendem o tratamento aeróbio e o tratamento anaeróbio.

3.3.2.1. Tratamento aeróbio

No tratamento aeróbio podem ser atribuídos à compostagem, lagoas de estabilização e aos sistemas de lodos ativados.

A compostagem é o processo de decomposição aeróbia onde a ação e a interação dos microorganismos também dependem da ocorrência de condições favoráveis, tais como: temperatura, umidade, aeração, pH, tipo de compostos orgânicos existentes, concentração e tipos de nutrientes disponíveis (PEIXOTO, 1988).

As lagoas de estabilização são unidades especialmente construídas com a finalidade de tratar os esgotos. São de construção simples, baseando-se principalmente em movimento de terra de escavação e preparação de taludes (VON SPERLING, 1998). Sob o ponto de vista de tratamento, as lagoas de estabilização

podem ser classificadas da seguinte forma: lagoas anaeróbias, lagoas facultativas, lagoas aeróbias (aeração natural), lagoas aeradas (aeração mecânica) (SILVA, 1979).

No método de tratamento do tipo lodos ativados, podem ser apontados os seguintes sistemas: lodo ativado convencional, aeração prolongada e fluxo intermitente. O princípio básico do sistema de lodo ativado convencional consiste em recircular os sólidos do fundo da unidade de decantação, por meio de bombeamento, para a unidade de aeração, ocorrendo desta forma um aumento na concentração de bactérias.

Enquanto no sistema convencional a estabilização do lodo é feita em separado (na etapa de tratamento de lodo), na aeração prolongada ela é feita conjuntamente no próprio reator. Procura-se também evitar a geração de algum outro tipo de lodo que venha a requerer posterior estabilização. Deste modo, os sistemas de aeração prolongada não possuem decantadores primários, simplificando assim o fluxograma do processo (VON SPERLING, 1998).

Os sistemas de lodos ativados são de fluxo contínuo em relação ao esgoto, ou seja, o esgoto está sempre entrando e saindo do reator. O princípio do processo de lodos ativados com operação intermitente consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações associadas ao tratamento convencional de lodos ativados. O processo consiste de um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando a necessidade de decantadores separados (VON SPERLING, 1998).

3.3.2.2. Tratamento anaeróbio

Os sistemas anaeróbios são bastante apropriados como primeira etapa, e eventualmente a única etapa, no tratamento de efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica, como é o caso de efluentes da agroindústria.

Uma satisfatória remoção de DBO ocorre sem o gasto de energia elétrica, e com a utilização de reduzidas áreas de implantação (VON SPERLING, 1998).

Como sistemas de tratamento anaeróbio podem ser apontados as lagoas de estabilização anaeróbias e os digestores anaeróbios

As lagoas anaeróbias constituem-se em uma forma alternativa de tratamento, onde a existência de condições estritamente anaeróbias é essencial. Tal é alcançado pelo lançamento de uma grande carga de DBO por unidade de volume da lagoa, fazendo com que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes superior à taxa de produção. O seu objetivo não é a purificação da água, mas sim a destruição e a estabilização da matéria orgânica, para um posterior tratamento secundário. (SILVA, 1979; OLIVEIRA, 1993; VON SPERLING, 1998).

O tratamento de resíduos pela fermentação anaeróbia tem sido empregado para a estabilização da matéria orgânica presente nos resíduos. Esta tecnologia é limitada face à produção de gás metano pelas bactérias metanogênicas, cuja velocidade de crescimento é muito lenta, a qual se reflete no tempo longo de retenção de sólidos e de retenção hidráulica que exigem grandes tanques de fermentação. Um outro aspecto a considerar é que o efluente da digestão anaeróbia (biodigestores) possui ainda uma alta concentração de matéria orgânica solúvel ou insolúvel que requer tratamento antes de ser descartado (OLIVEIRA, 1993).

Os processos de tratamento de resíduos pela fermentação anaeróbia, levando-se em consideração as características do digestor podem ser divididos em quatro categorias: digestores convencionais, digestores de fluxo descendente, digestores de fluxo ascendente e reator anaeróbio compartimentado (OLIVEIRA, 1993; VON SPERLING, 1998).

3.4. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual populações bacterianas interagem estritamente para promover a fermentação estável e autoregulada da matéria

orgânica, resultando os gases metano e dióxido de carbono, bem como na amônia (McCARTY, 1982; FORESTI, 1994).

Como vantagens da digestão anaeróbia em relação aos processos aeróbios, pode-se citar: o baixo consumo de energia; a baixa produção de lodo e produção de gás metano como fonte de energia. Por sua vez, apresenta como desvantagens a alta sensibilidade do processo a mudanças de condições ambientais (temperatura, pH e alcalinidade).

3.4.1. Etapas do processo anaeróbio

No processo de digestão anaeróbia, participam diversos grupos de bactérias, cada qual com funções distintas e específicas, interagindo com os outros grupos, e promovendo um mecanismo auto-regulador e intrínseco (FORESTI, 1994).

O processo global de tratamento anaeróbio segue um esquema muito complexo de reações múltiplas com muitos processos intermediários, o qual pode ser considerado um processo em série, apesar de que algumas etapas são em série ou paralelo (LEMA et al., 1991). Pesquisadores do processo de tratamento anaeróbio apresentam-no de diversas formas, quanto às etapas intermediárias.

A subdivisão do processo em etapas é muito conveniente, mas a realidade biológica é muito mais complexa. Entre os microorganismos existem interações tão estreitas que, por exemplo, a atividade dos metabolismos metanogênicos influi decididamente sobre os produtos da etapa de fermentação, inclusive a hidrólise (SOUBES, 1994).

Neste trabalho, as etapas serão detalhadas de acordo com VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), que descrevem processo de digestão anaeróbia com sendo composto por quatro etapas cinéticas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

3.4.1.1. Hidrólise

A hidrólise da matéria orgânica é um processo lento realizado por enzimas extracelulares, onde ocorre a solubilização de substratos complexos (HENZE & HARREMOËS, 1983).

Os substratos complexos geralmente são sólidos orgânicos em suspensão e freqüentemente inclui mistura variável de fragmentos de alimentos frescos ou parcialmente decompostos, porções de resíduos e microorganismos mortos ou moribundos provenientes do trato humano ou animal, ou de linhas de processos de tratamento de efluentes líquidos. Materiais poliméricos também são considerados substratos complexos, visto que, devido ao tamanho de suas moléculas, não podem ser microorganismos sem que sejam quebrados em compostos solúveis (geralmente monômeros ou dímeros) que possam atravessar a membrana celular (McCARTY, 1982).

Os principais produtos da hidrólise são os aminoácidos, peptídeos, açúcares simples, ácidos graxos, poliolefinas, ou fenóis, que serão fermentados durante a etapa da acidogênese (SOUBES, 1994).

3.4.1.2. Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, são excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como hidrogênio, gás carbônico, amônia, gás sulfídrico, e outros (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Na etapa de acidogênese, ocorre a fermentação de açúcares e de aminoácidos. Os produtos mais importantes desta etapa são o lactato, propionato, acetato, butanodiol, formiato, isopropanol e hidrogênio (SOUBES, 1994).

3.4.1.3. Acetogênese

Nesta etapa, os álcoois, ácidos graxos e compostos aromáticos gerados na etapa anterior, degradam-se e há produção de ácido acético, gás carbônico e hidrogênio, que são os substratos das metanogênicas (SOUBES, 1994). A pressão parcial do gás hidrogênio influencia significativamente a cinética desta etapa (NOUR, 1996).

3.4.1.4. Metanogênese

A metanogênese em geral é o passo que limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia, embora em temperatura abaixo dos 20°C a hidrólise possa se tornar limitante. O metano é produzido pelas bactérias hidrogenofílicas a partir da redução de ácido acético ou pelas bactérias hidrogenofílicas a partir da redução de dióxido de carbono pelo hidrogênio (GUJER & ZEHNDER, 1983).

3.4.2. Parâmetros que interferem no processo anaeróbio

Os parâmetros que afetam o processo biológico da digestão anaeróbia são: temperatura, pH, velocidade de decomposição da matéria orgânica, concentração de sólidos, substâncias tóxicas e nutrientes (OLIVEIRA, 1993).

3.4.2.1. Temperatura

A temperatura afeta a velocidade de decomposição da matéria orgânica e está diretamente ligada ao controle da velocidade de crescimento dos microorganismos (OLIVEIRA, 1993). Existem duas faixas ótimas onde ocorre a metanogênese: uma mesofílica (entre 30 e 37°C), mais comum, e outra termofílica

(entre 50 e 65°C) (LAMBAIS, 1992). A operação entre 10 e 45°C, apresenta mudanças na microbiota participante do processo (NOUR, 1996).

3.4.2.2. pH

O pH favorável à digestão anaeróbia encontra-se entre 6,8 a 7,2 (NOUR, 1996), sendo possível nos limites de 6,5 a 7,5 (OLIVEIRA, 1993). Este parâmetro tem efeito marcante na atividade biológica da biometanização, influenciando no processo da digestão anaeróbia (OLIVEIRA, 1993).

3.4.2.3. Carga de matéria orgânica

A atividade biológica da digestão anaeróbia é, também, dependente da quantidade da carga diária da matéria orgânica. No caso dos dejetos dos animais é requerida uma carga de matéria orgânica na faixa de 1,6 a 3,2 kg sólidos voláteis/m³/dia, estes valores são variáveis com a temperatura, mistura e o controle operacional do processo. Para os dejetos de suínos recomenda-se uma carga diária de matéria orgânica entre 3,8 a 8 kg sólidos voláteis/m³/dia na digestão anaeróbia (OLIVEIRA, 1993).

3.4.2.4 Concentração de sólidos

A concentração de sólidos no anfluente afeta a produção de gás, quanto maior a sua presença, maior será a possibilidade de ocorrer um incremento na produção de gás, sendo que a faixa ideal de concentração de sólidos varia de 10 a 12% (OLIVEIRA, 1993).

3.4.2.5 Substâncias tóxicas

Dentre as substâncias tóxicas e inibidoras para o processo de fermentação anaeróbio destacam-se os ácidos voláteis, amônia; oxigênio, antibióticos e cátions.

A amônia livre em concentrações acima de 150 mg/litro ocasiona inibição do processo de fermentação. A toxidez da amônia é o resultado do excesso de nitrogênio, e pode ser corrigida através do controle da relação C/N ou pela diluição com água (LAMBAIS, 1992; OLIVEIRA, 1993).

Ácidos graxos voláteis são tóxicos ao processo, pois um aumento excessivo em sua concentração, resulta em consumo da alcalinidade presente, produzindo um desequilíbrio entre as várias etapas do processo (NOUR, 1996).

As bactérias metanogênicas são obrigatoriamente anaeróbias, presença de oxigênio ou materiais altamente oxidados como os nitritos e nitratos, são inibidores do processo anaeróbio (OLIVEIRA, 1993).

Os antibióticos nos alimentos dos animais também inibem o desenvolvimento das bactérias metanogênicas durante a digestão. Diluição dos dejetos com água ou outros dejetos não contaminados poderá resolver o problema (LAMBAIS, 1992; OLIVEIRA, 1993).

Cátions como o sódio, potássio, cálcio e magnésio também poderão ser tóxicos para as bactérias se presentes em altas concentrações (OLIVEIRA, 1993).

3.4.2.6 Nutrientes

Os nutrientes requeridos para a digestão anaeróbia são o carbono, nitrogênio, hidrogênio e o fósforo. Os mais importantes nutrientes deste grupo são o carbono e o nitrogênio. Para se obter os melhores resultados, a relação C/N do substrato deve estar na faixa de 30:1 a 50:1. Se a relação C/N é alta, o processo é limitado pela disponibilidade de nitrogênio; se a relação C/N é baixa, haverá excesso de amônio que inibirá a atividade bacteriana (OLIVEIRA, 1993).

3.5. Reator anaeróbio compartimentado

O nome atribuído a este tipo de reator pelos pesquisadores brasileiros foi originado da tradução direta da língua inglesa, “Anaerobic Baffled Reactor” (ABR) para Reator Anaeróbio de Chicanas. Atualmente a denominação Reator Anaeróbio Compartimentado, proposta por BARROS & CAMPOS (1992), é a mais utilizada para este tipo de sistema em diversas teses e artigos científicos publicados sobre o assunto.

O interesse da digestão anaeróbia propiciou a pesquisa e o desenvolvimento de novos reatores que tornaram mais aplicável o processo no tratamento de resíduos (OLIVEIRA, 1993).

O Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) apresenta uma configuração simples, presença de divisões internas (câmaras), que possibilitam um maior contato entre microrganismos, substratos e baixo custo de construção quando, comparado com os demais reatores anaeróbios (NOUR, 1996).

As primeiras concepções para o reator anaeróbio compartimentado foram relativamente semelhantes à unidade utilizada como floculador hidráulico de tratamento de água de abastecimento, dispondo de diversas chicanas verticais, localizadas de maneira tal que obrigassem a água residuária afluyente a movimentar-se descendente e ascendentemente atravessando regiões de elevada concentração de microrganismos ativos que se formavam ao fundo do reator (POVINELLI, 1999).

O RAC apresenta outras vantagens, tais como: não há necessidade de equipamentos como agitadores; adotam-se pequenas profundidades para o reator; não há necessidade de dispositivos de separação gás/líquido/sólido; em virtude de sua configuração o arraste de microrganismos é reduzido sendo favorecida a formação de grânulos; possuem tempo de detenção hidráulico (TDH) relativamente baixo; podem ser operados durante longos períodos de tempo sem descarte do lodo; suportam dejetos com altas e baixas concentrações de DBO; pode haver possibilidade de separação de fases (POVINELLI, 1994).

A configuração inicial do RAC apresentado por BACHMANN et al. (1982), era de um reator anaeróbio de discos rotativos funcionando de maneira

estática, sem a rotação dos discos. O reator anaeróbio com discos rotativos mostrou-se seguro e estável em operação, com pequena possibilidade de entupimento face ao seu alto volume de vazios. Por outro lado, apresentava como desvantagem o alto custo em virtude de sua complicada construção.

BACHMANN et al. (1985) analisaram o desempenho de um reator compartimentado para o tratamento de água residuária sintética. O reator foi operado com tempos de detenção hidráulicos que variaram de 71 a 4,8 horas respectivamente, apresentando reduções de DQO de 92% para TDH maiores e até 55% para TDH menores. Os autores concluíram que o referido reator apresenta elevada estabilidade e recuperação ao processo biológico, alto aproveitamento do volume do reator, suporta altas cargas orgânicas, boa produção de gás, facilidade na operação, não exige complicados dispositivos para a separação de gases e sólidos produzidos, a presença das divisões em compartimentos dificulta o arraste de sólidos e a não necessidade do descarte de lodo em nenhuma das câmaras durante o período de operação do sistema.

BOOPATHY et al. (1988) estudaram o comportamento de um RAC, para o tratamento de água residuária proveniente de uma destilaria de uísque. Os autores verificaram que maiores remoções de demanda química de oxigênio (DOQ) total e solúvel (90 e 91 % , respectivamente) foram obtidas para o maior valor de taxa de carregamento orgânico (TCO). O mesmo comportamento ocorreu nos valores de remoção de nitrogênio total e fósforo total, 20 e 28%, respectivamente, remoção de sólidos totais média de 80%.

POVINELLI (1994) pesquisou a partida e hidrodinâmica do reator anaeróbio compartimentado, sendo um dos primeiros construídos no Brasil em escala piloto para pesquisas. O reator apresentava 4 compartimentos, sendo um utilizado para remoção de sólidos que sofressem arraste. O sistema foi utilizado para o tratamento de esgoto doméstico, operando com tempo de detenção hidráulica média de 12 horas. Os resultados da pesquisa revelaram na etapa final, remoção média de DQO e de sólidos suspensos totais (SSV) de 50%, e, de 70% na DBO, observando-se que não houve inoculação na partida do reator. Não foi constatada remoção considerável de nutrientes, como nitrogênio e fósforo.

BARROS & CAMPOS (1992), pesquisaram um reator anaeróbio compartimentado em escala real. Inicialmente, o esgoto sanitário era submetido a um tratamento preliminar, a seguir era conduzido até o reator constituído de 3 compartimentos em série com fluxo ascendente, com TDH total da ordem de 12 horas. Os autores relatam que no primeiro compartimento prevaleceriam as etapas de hidrólise e acidogênese, e no segundo compartimento a metanogênese sendo a etapa predominante.

NOUR (1996) avaliou desempenho de um RAC, o mesmo avaliado por POVINELLI. O RAC foi operado por NOUR (1996) para dois TDHs, sendo que o reator operou com estabilidade para o TDH de 12 horas e operou em instabilidade para um TDH de 8 horas. A porcentagem de remoção de DQO_{total} situou-se na faixa de 29,69% a 75,70%, as remoções de fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal foram pequenas.

VALENTIM (1999) propôs uma adaptação da configuração atual do tanque séptico de câmaras em série utilizando o conceito do RAC. O referido autor obteve uma remoção média de DQO de 61% operando com um TDH de 16 horas.

3.6. Leitos cultivados

O termo “wetlands” é traduzido como alagados naturais ou várzeas. Este termo, levando-se em consideração o regime hidrológico, refere-se a áreas inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas a uma frequência e duração suficientes para manter as condições de saturação das referidas áreas (U.S.E.P.A., 1988).

A característica principal destas áreas inundadas ou saturadas, é a presença de um solo do tipo hidromórfico, onde vegetam várias espécies de plantas, as quais são dependentes da hidrologia, do meio suporte e dos nutrientes característicos da região onde se encontram (WOOD & McATAMNEY, 1996).

Os solos hidromórficos e a sua vegetação típica ocorrem em relevo plano de áreas geralmente com período de encharcamento pronunciado e sujeitas a

oscilação do lençol freático, onde existem condições de hidromorfismo para a formação de solos de cores neutras, cinzentos e mosqueados vermelhos, amarelos, acinzentados, provenientes de reações de oxidação e redução (VIEIRA & VIEIRA, 1983).

O alagamento ou saturação resulta na ocupação dos espaços intersticiais do solo pela água. Assim sendo, a substituição dos gases atmosféricos que ocupam os poros do solo pela água, resulta em déficit de oxigênio, o qual é consumido pelo metabolismo bacteriano, tornando o solo anóxico ou sem oxigênio, com exceção da estreita camada superficial. As raízes das plantas que habitam estas áreas não dispõem de oxigênio atmosférico para respiração do referido órgão (HAMMER, 1997).

3.6.1. Comunidade biológica

A maioria dos alagados naturais é dominada por uma variedade de microorganismos, especialmente bactérias e fungos, e espécies de plantas típicas. Estes organismos, com a sua diversidade genética e adaptação funcional, são capazes de usar os constituintes das águas poluídas para o seu crescimento e reprodução. Ao usar os constituintes, estes organismos mediam transformações químicas, físicas e biológicas dos poluentes e modificam a qualidade da água (MANSOR, 1998).

Nos alagados podemos encontrar as seguintes bactérias que realizam estas modificações: fototróficas, encapsuladas, de brotamento, quimitróficas gram-negativas, gram-negativas aeróbias, gram-negativas anaeróbias, gram-negativas facultativas anaeróbias, produtoras de metano, formadoras de endosporos, actinomicetos e organismos correlatos. A maioria das bactérias é heterotrófica, isto é, obtém alimento e energia para o seu desenvolvimento em compostos orgânicos; algumas bactérias são autotróficas, isto é, sintetizam moléculas orgânicas a partir do carbono inorgânico – CO₂ (MANSOR, 1998).

Os fungos são abundantes nos ambientes alagados, são heterotróficos e sua nutrição é predominantemente saprofítica, são ecologicamente importantes nos alagados porque intermediam uma significativa proporção da reciclagem de carbono e nutrientes (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Tanto as bactérias como os fungos têm uma relação simbiótica com o meio em que vivem. Os primeiros estão em simbiose com as raízes e partes submersas, a segunda classe de organismos, mantêm relação de simbiose com algumas espécies de algas (liquens) e plantas mais evoluídas (micorizas), aumentando a eficiência dos hospedeiros na absorção de nutrientes da água, ar e meio suporte.

3.6.2. Leitos cultivados ou “constructed wetlands”

3.6.2.1. Utilização e tipos de leitos cultivados

Os leitos cultivados agem como um filtro biológico de águas superficiais e subterrâneas, onde os responsáveis pela remoção de poluentes são os mecanismos físico-químicos, reações de degradação biológica aeróbia e anaeróbia, evapotranspiração e infiltração são responsáveis pela remoção de poluentes (WOOD, 1995). Estes sistemas foram criados para controlar sistematicamente o tratamento e otimizar a habilidade do sistema de várzea em remover ou transformar os poluentes dos efluentes, além de criar um ambiente favorável ao desenvolvimento da vida selvagem (VALENTIM, 1999).

Geralmente os leitos cultivados são constituídos por uma ou mais unidades dispostas em série ou paralelo, normalmente escavados no solo e recobertos com material impermeável. Podem ser cultivados em monocultura, com uma espécie de macrófita emergente; ou ser cultivados com uma seleção de espécies (TROTTER et al., 1994).

Pode-se classificar os leitos cultivados de acordo com seu fluxo em: superficial, subsuperficial e vertical (U.S.E.P.A., 1988). Estes sistemas apresentam as seguintes características:

a) Leitos cultivados de fluxo superficial

São canais contendo algum tipo de barreira subsuperficial que pode ser o solo, palha de arroz ou uma composição destes. Este substrato fornece condições para o desenvolvimento das plantas, onde estas fixam as suas raízes. Neste sistema a água flui a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3 metros), acima do meio suporte (U.S.E.P.A., 1988; MANSOR, 1998). Este tipo de tratamento requer uma maior área superficial, sendo apropriado para locais com acesso controlado, a fim de prevenir a exposição humana aos microorganismos patogênicos (TROTTER et al., 1994).

b) Leitos cultivados de fluxo subsuperficial

Estes leitos são essencialmente filtros lentos horizontais contendo brita, solo, palha de arroz, vermiculita ou uma combinação destes como meio suporte, onde as raízes das macrófitas se desenvolvem. É postulado que os mecanismos de remoção são mais numerosos e efetivos em leitos com brita (MANSOR, 1998).

O sistema mostra-se eficiente no tratamento primário de águas residuárias, eliminando odores, não oferecendo condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos e impossibilitando o contato de pessoas e animais com a lâmina de água, pois esta se encontra a alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte (ROSTON, 1994; SOUZA & BERNARDES, 1996).

O resíduo líquido escoar por gravidade, horizontalmente ou verticalmente através do meio suporte do leito, entrando em contato com os microorganismos facultativos que vivem em associações com o meio suporte e com as raízes das macrófitas emergentes; o fundo do leito é inclinado – no geral possui

1% de inclinação – a fim de evitar o escoamento do resíduo líquido acima do meio suporte (COOPER, 1993).

c) Leitos cultivados de fluxo vertical

São filtros de vazão vertical, intermitente e preenchidos com brita ou areia. O nível d'água encontra-se abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e pessoas, além de ser o sistema que apresenta grande potencial para nitrificação (VALENTIM, 1999).

3.6.2.2. Macrófitas aquáticas

3.6.2.2.1. Conceito e classificação

As macrófitas aquáticas são vegetais superiores que vivem em ambientes aquáticos e em solos saturados. São plantas adaptadas para estas condições, habitando as várzeas naturais. O tipo de fixação das macrófitas permite classificar estas plantas em: flutuantes, submergentes e emergentes. As flutuantes: podem ser enraizadas ou não e sua folhagem principal flutua na superfície da água. Por sua vez as submergentes crescem sob a água, podendo ou não estar fixas por raízes, suas extremidades podem submergir para floração. Nas emergentes sua folhagem principal está em contato com o ar e as suas raízes estão fixadas ao solo (HUSSAR, 1999).

3.6.2.2.2. O uso de macrófitas aquáticas no tratamento de águas residuárias

Várias são as espécies testadas para o uso em processos de tratamento de águas residuárias. As plantas emergentes mais utilizadas são *Scirpus*

spp., *Phragmites australis*, *Typha spp.*, *Canna fasciata* e *Eleocharis spp.* Dentre as submergentes destacam-se a *Elodea nuttallii*, *Egeria densa* e *Ceratophyllum demersum*. As plantas flutuantes mais utilizadas são a *Lemna spp.*, *Spirodela spp.*, *Eichhornia crassipes*, *Wolffia arrhiza* e *Azolla caroliniana* (VALENTIM, 1999).

Além do tratamento de efluentes, as macrófitas propiciam ainda outros benefícios, tais como controle de odor, controle de insetos e estético.

3.6.2.2.3. Transferência de Oxigênio

O tratamento da água é o resultado da integração entre as interações físicas, químicas e biológicas nos leitos cultivados que ocorrem face à presença do meio suporte, das comunidades bacterianas e das macrófitas. Entre estes, as bactérias merecem destaque, pois realizam a degradação da matéria orgânica presente no efluente por processos anaeróbios anóxicos e aeróbios. Como o ambiente dos leitos cultivados é predominantemente anaeróbio, as condições aeróbias são conseguidas mediante ao fornecimento de oxigênio pelas raízes das macrófitas (VALENTIM, 1999).

A transferência de oxigênio através da superfície da água ocorre por combinação da difusão molecular e mistura, causada por diversos agentes, tais como precipitações que transportam oxigênio dissolvido e promovem a mistura. Não existem estudos específicos de transporte de oxigênio a partir do ar para água em movimento em um leito de escoamento subsuperficial (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O movimento interno do oxigênio para as partes inferiores das macrófitas destina-se a suprir a demanda respiratória dos tecidos do sistema radicular, bem como para oxigenar a sua rizosfera. O excesso de oxigênio das demandas respiratórias pelas raízes contribui para a ocorrência de processos oxidativos na rizosfera, as microzonas oxigenadas conduzem reações de oxidação e o meio suporte anaeróbio circundante conduz reações de redução. As condições de oxidação, que juntamente com as condições anóxicas aí presentes, estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento de bactérias nitrificantes

e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas (U.S.E.P.A., 1988; ARMSTRONG et al., 1990; COOPER, 1993; BRIX, 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

As plantas de alagados possuem estruturas especializadas como os aerênquimas, derivado de um felógeno típico, de origem tanto epidérmico como cortical. Este tipo de tecido tem como característica apresentar células dispostas de modo a deixar grades lacunas, onde se acumula o ar (FAHN, 1982; HAMMER, 1997). São estruturas desenvolvidas para transportar o oxigênio da atmosfera através das folhas e caules, a fim de suprir a demanda de oxigênio no sistema radicular da planta (AMABIS et al., 1979; HAMMER, 1997).

Os aerênquimas também transportam os subprodutos da respiração, o metano e outros gases gerados no solo, através da raiz, caule e folhas das macrófitas, liberando-os na atmosfera, reduzindo o acúmulo de partículas tóxicas na região das raízes em crescimento (MITCHELL et al., 1995).

O sistema radicular recebe o oxigênio atmosférico mediante ao seu transporte pelo interior das plantas através do aerênquima, sendo que as trocas de gases com a água ocorrem motivados pela diferença de solubilidade do oxigênio e do dióxido de carbono, resultando diferentes gradientes de concentração nos aerênquimas e gerando o movimento. (GUNTENSPERGEN et al., 1988; BRIX, 1993; KADLEC & KNIGHT, 1996; HAMMER, 1997).

O transporte de oxigênio ocorre também pelo fluxo volumétrico convectivo (convecção de Venturi). Em muitas espécies de macrófitas o fluxo volumétrico convectivo tem um papel significativo na aeração dos tecidos das raízes. O ar captado na atmosfera por uma parte da planta é conduzido até os rizomas e volta para a atmosfera por outra parte (vasos comunicantes). O fluxo convectivo ocorre na parte superior da planta por um processo conhecido como convecção induzida de Venturi, sendo este mecanismo baseado no gradiente de velocidade do vento que provoca zonas de altas e baixas pressões relativas nas partes mais altas da planta, podendo ocorrer até em folhas danificadas e no inverno (BRIX, 1994).

Com a liberação de oxigênio pelas raízes na água ocorre certa oxidação das substâncias aí presentes, mas como o processo mais importante e que

forma a base científica do leito cultivado é a simbiose entre as plantas e os microorganismos aí fixados. Como na rizosfera ocorre justaposição de uma região aeróbia (presença de oxigênio) com outra anóxica (presença de nitrato) envoltas em uma grande região anaeróbia tem-se o desenvolvimento de vários tipos de bactérias que motivam o processo de nitrificação-desnitrificação (BRIX, 1993).

A taxa de liberação de oxigênio para as raízes depende da concentração interna de oxigênio e da permeabilidade nas paredes das raízes, sendo estes fatores influenciados pelo clima, pela espécie de planta cultivada, pelo tipo e manejo do sistema. As macrófitas fazem a liberação do oxigênio que ocorre principalmente pelas pontas das raízes, pois dependem do convívio em simbiose com diversos microorganismos presentes na água para que seu requerimento nutricional seja satisfeito. Esta singularidade do leito cultivado de fluxo subsuperficial mostra que as macrófitas são de extrema importância, sendo vital o conhecimento de suas características, suas habilidades, suas necessidades e seu manejo para o sucesso do tratamento (VALENTIM, 1999).

3.6.2.2.4. Seleção do gênero

Em virtude do ainda pequeno número de pesquisas em torno do assunto, não existe um critério geral para a escolha da macrófita apropriada para um tratamento específico de um resíduo líquido, sendo que é aconselhável observar as espécies presentes nas proximidades de onde será instalado o tratamento e a seguir montar um sistema piloto. No trabalho em questão, dentre várias espécies indicadas para os leitos cultivados de fluxo subsuperficial, foi escolhida o gênero *Typha spp.*, por serem bem adaptados e abundantes na região de Espírito Santo do Pinhal (SP), além da facilidade de obtenção de mudas às margens de um açude localizado no “Campus II” do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal.

A *Typha spp.* é uma macrófita pertencente à ordem *Pandanales*, ordem das monocotiledôneas, família *Typhaceae*, de caule mais ou menos cilíndrico e não lenhoso; folhas lineares de bainha bem desenvolvida, esiformes, espessas,

esponjosas, coriáceas, lineares oblongas de até 4 metros de comprimento. A referida planta é encontrada em ambos os hemisférios, nas regiões temperadas e tropicais, ou seja, é de distribuição cosmopolita, sendo conhecida popularmente com taboa. É considerada uma planta daninha aquática muito freqüente nas margens de lagoas, represas, canais de drenagem e baixadas pantanosas. Cresce vigorosamente nestes locais, sendo considerada bastante agressiva, uma vez que pode produzir até 7 mil kg de rizomas por hectare, isto se deve ao fato de vegetar com facilidade, resultando em até 4 cortes por ano. (JOLY, 1979; LORENZI, 1982).

Outra característica importante da *Typha spp.* é de apresentar elevados índices de saturação luminosa e suporta altas temperaturas. Caso estes índices sejam superados, estas plantas produzem altas taxas de transpiração com grandes perdas de água pelos seus estômatos para que sua temperatura interna se reequilibre, cessando momentaneamente a fotossíntese (LORENZI, 1982).

3.6.3. Assimilação dos poluentes

O suprimento de oxigênio para os microorganismos, a condutividade hidráulica e as condições químicas do meio suporte, regulam os mecanismos de assimilação de poluentes nos leitos cultivados (HABERL et al, 1995).

A matéria orgânica é representada pelas proteínas, carboidratos, gordura e óleos, além da uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros, sendo que parte é encontrada em solução, os sólidos orgânicos dissolvidos que são rapidamente biodegradáveis, e parte em suspensão, que se referem aos sólidos suspensos no meio os quais são lentamente biodegradáveis. Os sólidos orgânicos dissolvidos são diretamente utilizados pelas bactérias heterotróficas, enquanto que os sólidos em suspensão são convertidos em solúvel através da hidrólise, realizada pela ação de enzimas intra e extracelulares produzidas pelas bactérias e que servem de catalizadores nas reações de oxidação (METCALF & EDDY, 1991).

A maioria das transformações químicas ocorridas nos leitos são controladas pelos microorganismos aí presentes, através da produção de enzimas e catalizadores (KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.6.3.1. Fatores abióticos

Os processos biológicos ocorridos dentro dos leitos cultivados têm como fatores abióticos de relevância a temperatura, a quantidade de oxigênio dissolvido e o pH (MANSOR, 1998).

A temperatura do efluente dos leitos é aproximadamente igual à média diária de temperatura do ar, uma vez que há um balanço entre as formas de transferência dominantes: ganhos através de energia solar e perdas de energia evaporativa. As temperaturas baixas aumentam a solubilidade do oxigênio na água, contudo, diminuem a atividade microbiana (MANSOR, 1998).

A concentração de oxigênio dissolvido nos leitos cultivados, além da influência exercida pela temperatura, também é afetada pelos sais dissolvidos no efluente, atividade biológica e meio suporte. O oxigênio residual dissolvido contido no fluxo de alimentação dos leitos é suplementado pelo oxigênio transferido a partir da atmosfera, pela superfície da água e por transporte convectivo a partir de folhas e caules das plantas (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A maioria dos leitos construídos recebe cargas de carbono e nitrogênio orgânico suficientes para consumir oxigênio dissolvido nas águas residuárias até cerca de 1 a 2 mg/L. Porém, as bactérias heterotróficas, responsáveis pela oxidação do carbono competem com as bactérias nitrificantes por locais de fixação nos leitos. Como consequência, há a oxidação preferencial dos compostos carbonáceos, até a sua demanda por oxigênio se reduza ao mesmo nível daquela do íon amônio (METCALF & EDDY, 1991).

A oxidação preferencial dos compostos carbonáceos é seguida pela nitrificação de amônia dissolvida na água e daquela gerada por mineralização de compostos orgânicos nitrogenados dissolvidos (METCALF & EDDY 1991).

A decomposição da matéria orgânica pela ação de bactérias saprófitas gera no meio condições de alcalinidade, que são a base para a ocorrência da nitrificação. O oxigênio consumido na nitrificação pode ser reciclado, quando da ocorrência da desnitrificação. Isto pode reduzir o consumo de oxigênio no processamento de nitrogênio nos leitos de 4,5 para 1,7 mg/L de O₂, em troca de consumo de carbono na desnitrificação (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Nos leitos, a redução de nitrato e sulfato ocorrem em ambientes anóxicos e em zonas moderadamente anaeróbias; a metanogênese ocorre em condições extremamente aneróbias (MANSOR, 1998).

A alcalinidade é outro fator importante, pois mede a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio (capacidade de resistir às mudanças de pH: capacidade tampão), sendo originado naturalmente pela reação do CO₂ com a água (CO₂ oriundos da atmosfera ou resultante da decomposição da matéria orgânica). Os processos oxidativos (como a nitrificação) tendem a consumir a alcalidade, que se atingir baixos teores, pode resultar em valores reduzidos de pH. (VON SPERLING, 1996a).

O pH influencia muitas transformações bioquímicas, pois ela afeta o equilíbrio das formas de ácidos orgânicos e bases ionizadas e não ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e sólidos (KADLEC & KNIGHT, 1996). Em ambientes onde o pH varia de 4,0 a 9,5, propiciam condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pelo tratamento; as bactérias desnitrificantes preferem os ambientes com pH entre 6,5 e 7,5, enquanto as nitrificantes preferem pH igual ou superior que 7,2 (METCALF & EDDY, 1991).

3.6.3.2. Sólidos suspensos e turbidez

A turbidez pode ser produzida tanto por materiais em suspensão que se depositam no fundo, quanto pelos que não se sedimentam (NOUR, 1996). Muitos poluentes das águas residuárias, tais como metais e compostos orgânicos estão associados a estas partículas em suspensão e coloidais.

Os leitos cultivados de escoamento subsuperficial são eficientes na redução de elevadas concentrações de sólidos suspensos, através dos processos físicos encerrados em uma filtração em meio granular: sedimentação nos interstícios, retenção por constrição do fluxo (filtração) e colisão com adesão a grânulos do meio suporte (causada por forças entre partículas). As baixas velocidades do fluxo, somadas à presença de vegetação e da brita usada como meio suporte, promovem os processos descritos (KADLEC & KNIGHT, 1996; METCALF & EDDY, 1991).

Nos leitos também ocorre a geração de material particulado. As partes submersas das macrófitas – raízes e rizomas – produzem fragmentos e detritos por decaimento e morte, o mesmo acontecendo com algas, fungos e bactérias. Estes microorganismos são irregularmente distribuídos dentro dos leitos, sendo concentrados na região de alimentação e próximos ao fundo dos leitos (KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.6.3.3. Catabolismo oxidativo e fermentativo

Compostos de carbono degradáveis são rapidamente utilizados no processo de carbono nos leitos. Ao mesmo tempo, uma variedade de processos de decomposição produz carbono disponível. Em geral, as quantias de carbono cíclicas nos leitos excedem em muito as quantias presentes nas águas residuárias (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O desenvolvimento da vegetação nos leitos requer gás carbônico e fotossíntese. Por outro lado, muitas rotas levam à produção microbiana de gás carbônico e de gás metano nos leitos. Estes dois gases são dissolvidos na água a uma certa extensão e, portanto há transferência ativa de carbono entre a água e a atmosfera (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A remoção da matéria orgânica pode ocorrer por meio dos processos de desassimilação ou catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). No sistema em estudo tem-se a presença de condições aeróbias nas rizosferas, anóxicas em sua vizinhança e

anaeróbias no reator compartimentado e nas outras regiões dos leitos cultivados (VON SPERLING, 1996b).

O catabolismo oxidativo é uma reação redox, onde a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no meio líquido (oxigênio- O_2 , nitrato- NO_3^- ou sulfato- SO_4^{2-}), sendo que as condições aeróbias a estabilização é realizada, na sua maioria por bactérias aeróbias e facultativas, em condições anóxicas (presença de NO_3^-) por bactérias nitrificantes e em condições anaeróbias (SO_4^{2-}) pelo processo de dessulfatação, necessitando, neste caso, que a matéria orgânica tenha sido convertida anteriormente a ácidos orgânicos (como por exemplo, o ácido acético CH_3COOH) pelo processo de acidogênese (VON SPERLING, 1996b).

Se no catabolismo oxidativo há a necessidade de um oxidante, no catabolismo fermentativo o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentativa, de tal modo que se formam no mínimo dois produtos (CO_2 e CH_4). A conversão anaeróbia ocorre em duas etapas sucessivas: acidogênese e metanogênese, sendo que antes da primeira etapa, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) necessitam ser convertidos a compostos orgânicos simples pelo mecanismo de hidrólise (VON SPERLING, 1996a).

3.6.3.4. Nitrogênio

Nos leitos cultivados as formas de nitrogênio inorgânico de maior importância são: amônia (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 ou N_2O_4), gás nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); os quatro primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas orgânicas de maior importância incluem produtos naturais como aminoácidos, aminas, uréia, purinas e pirimidinas (KADLEC & KNIGHT, 1996). Todas estas formas do nitrogênio são bioquimicamente interconvertíveis e são componentes do complexo ciclo de nitrogênio dos alagados.

Para que o nitrogênio seja removido completamente da solução, o nitrogênio orgânico deve ser convertido a NH_4^+ , a seguir a NO_2^- e NO_3^- e então

desnitrificado (N_2 e N_2O). Sua remoção pode ser afetada por fatores limitantes como: zona aeróbia, zona anaeróbia, alcalinidade, material orgânico, tempo de resistência hidráulica e de sólidos (HAMMAER & KNIGHT, 1994).

O nitrogênio orgânico entra no sistema na forma particulada, que é convertida em solúvel pela hidrólise, e na forma solúvel, que é convertida em amônia também pela hidrólise e por bactérias heterotróficas quimiossintetizantes (VON SPERLING, 1996a).

O gás nitrogênio e o óxido nitroso são quase que completamente inertes em se tratando de eutrofização e toxicidade das plantas; o óxido nitroso é um produto intermediário da desnitrificação. O óxido nítrico reage com a água para formar o íon NO_3^- (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A amônia é a forma de nitrogênio mais reduzida, podendo estar presente como amônia molecular ou não ionizada, e na forma ionizada (NH_4^+), sendo que este equilíbrio na água depende da temperatura e do pH. Quando o pH é inferior a 8, praticamente toda a amônia na forma de NH_4^+ , por sua vez quando pH é igual a 9,5, aproximadamente 50% do nitrogênio está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ , com o pH acima de 11, praticamente toda a amônia na forma de NH_3 (VON SPERLING, 1996a)

Nos alagados construídos expostos à temperaturas médias de $25^\circ C$ e pH próximo de 7 a forma predominante de nitrogênio é o NH_4^+ ; nos leitos cultivados ele pode ser removido da solução através da troca de cátions com detritos, sedimentos inorgânicos e meio suporte. As macrófitas e bactérias autótrofas tem preferência por esta forma de nitrogênio. A amônia não ionizada é quimicamente reduzida e, portanto, pode ser prontamente oxidada em águas naturais, resultando em consumo significativo de oxigênio ($4,3 \text{ g } O_2/\text{g } NH_3$), além de ser tóxica a muitas formas de vida aquática (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O nitrato é a forma de nitrogênio de maior estado de oxidação presente nos sistemas de alagados. Ele é um nutriente essencial para muitos organismos autótrofos fotossintéticos, porém em excesso conduz as águas superficiais à eutrofização. Em águas residuárias domésticas, o nitrato ocorre em pequenas concentrações (TROTTER et al., 1994).

Nos leitos cultivados, o nitrogênio é mobilizado pelos processos físicos de decantação e suspensão de partículas, deposição a partir da atmosfera, difusão das formas dissolvidas, assimilação e translocamento pelas plantas, volatilização da amônia, adsorção de nitrogênio solúvel pelo meio suporte, liberação através de sementes, migração de organismos e acumulação resultante do decaimento da planta (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridas nos leitos cultivados são a amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação biológica e assimilação (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A amonificação é a transformação do nitrogênio orgânico em amônia, sendo observada a liberação de energia. Os microorganismos responsáveis por esta decomposição são as bactérias, fungos de diversos gêneros e actinomicetos. O processo pode ser tanto aeróbio como anaeróbio dependendo do organismo considerado. (MALAVOLTA, 1976). Sua temperatura ótima está entre 40 e 60°C e seu pH ótimo entre 6,5 e 8,5, contudo, o processo é bastante eficiente quando próximo da neutralidade, ou seja, pH 7,0 (TROTTER et al., 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

A nitrificação é o processo de oxidação biológica da amônia, sendo o principal mecanismo de transformação da amônia nos leitos cultivados, ocorrendo mesmo em ambientes com baixas concentrações de oxigênio (0,3 mg O/L) (MALAVOLTA, 1976; TROTTER et al., 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996). Os microorganismos envolvidos neste processo são as bactérias nitrificadoras, são autótrofas obrigatórias e quimissintetizantes. O gás carbônico é a sua principal fonte de carbono para a biosíntese dos componentes celulares, e a energia advinda da oxidação de um substrato inorgânico como a amônia, a formas mineralizadas (MALAVOLTA, 1976; VON SPERLING, 1996b). A velocidade da nitrificação cai a partir do pH abaixo de 6, sendo desprezível em pH abaixo de 4,0 ou 5,0. Quando o NH_4^+ é oxidado, o ácido nítrico é formado, e o pH decresce até que o ácido nítrico comece a sofrer a reação de transformação para NO_2^- e NO_3^- (MALAVOLTA, 1976; HAMMER & KNIGHT, 1994). A temperatura ideal para a ocorrência da nitrificação está entre 25 e 30°C (MALAVOLTA, 1976; VICTORIA et al., 1992).

Na desnitrificação o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso sendo, portanto, um processo de redução bioquímica (VICTORIA et al., 1992). A desnitrificação microbiana é o mecanismo mais efetivo na remoção do nitrogênio pelas várzeas naturais e nos leitos cultivados, gerando nitrogênio gasoso (N_2 produto dominante), óxido nitroso (N_2O) e óxido nítrico (NO) (HAMMER & KNIGHT, 1994). Valores de pH acima de 7,0 favorecem a liberação de N_2 , enquanto que valores abaixo de 6,0 favorecem a liberação de óxidos de nitrogênio (VICTORIA et al., 1992). A temperatura ótima para a desnitrificação esta entre 25 a 65°C, sendo que temperaturas acima ou abaixo desta faixa causam taxas declinantes (MALAVOLTA, 1976; HAMMER & KNIGHT, 1994).

No processo denominado fixação biológica, ocorre a redução de gás nitrogênio a amônia, realizado por bactérias autotróficas ou heterotróficas, algas e plantas mais evoluídas, sob condições anaeróbias. Sua ocorrência nos leitos cultivados está especificamente associada com as plantas, porém as taxas de transformação de nitrogênio por fixação aí ocorridas são normalmente negligenciáveis (MALAVOLTA, 1976; TROTTER et al., 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

Com relação a assimilação, pode-se dizer que são vários processos biológicos de conversão de nitrogênio inorgânico a compostos orgânicos (formadores de células e tecidos nas plantas superiores, algas e microorganismo). Na maioria das vezes, a absorção de nitrato pelas plantas de leitos cultivados é menos favorecida que a absorção de íons amônio, porém, ela pode ser favorecida quando as águas residuárias são ricas em nitrato – as macrófitas utilizam enzimas para converter o nitrogênio oxidado a formas utilizáveis: a produção destas enzimas decresce quando íon amônio está presente (TROTTER et al., 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

A biota – macrófitas, microfauna e microflora – presente nos leitos cultivados de escoamento subsuperficial, absorve nitrato e íon amônio das águas residuárias. As formas de nitrogênio liberadas na coluna d'água pela decomposição da biota são presumivelmente nitrogênio orgânico e íon amônio; a maior parte do nitrogênio orgânico liberado é prontamente hidrolizada por processos químicos ou microbiológicos, sendo transformada em amônia (KADLEC & KNIGHT, 1996). A

decomposição da biota na superfície do meio suporte dos leitos em contato com a atmosfera favorece a ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação.

3.6.3.5. Fósforo

O fósforo é um elemento essencial à vida. Suas funções no metabolismo animal, vegetal e protista são tão importantes, que a maioria dos processos metabólicos de qualquer organismo é dependente da presença desse elemento (TSAI & ROSSETO, 1992).

O elemento em questão, não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, mas é o constituinte do efluente que mais está associado à eutrofização das águas superficiais, pois o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de algas (VON SPERLING, 1996b).

A ocorrência do fósforo em águas naturais e residuárias dá-se quase que exclusivamente na forma de fosfatos (PO_4^{-3}). Podem ser classificados como ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos: estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem a necessidade de conversões a formas mais simples, sendo apresentado nas formas PO_4^{-3} e HPO_4^{-2} (mais comum em pH entre 6,5 e 7,5), H_2PO_4^- , e H_3PO_4 . As principais fontes são o solo, detergentes, fertilizantes, despejos industriais e esgoto doméstico. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo, sendo que se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo da hidrólise, mas tal transformação é usualmente lenta. Por sua vez o fósforo orgânico é normalmente de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. No tratamento de esgotos e nos corpos d'água receptores o fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos (MALAVOLTA, 1976; VON SPERLING, 1996b).

O fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e convertido a fósforo orgânico estrutural, podendo voltar à forma solúvel se a matriz orgânica é oxidada; o estoque e a translocação de fósforo nos tecidos das plantas varia

sazonalmente (MITCHELL et al., 1995). As raízes das plantas contêm uma fração significativa de fósforo ativo; porém, a maioria do fósforo assimilado pelas plantas retorna à água por processos de decomposição (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A quantia total de fósforo nos leitos de escoamento subsuperficial é igual à soma de fósforo dissolvido e suspenso nas águas residuárias. A sedimentação de fósforo particulado e adsorção de fósforo solúvel são processos de remoção básicos que ocorrem nos leitos. O desempenho de remoção aí ocorrida é quase que independente da temperatura, porém é dependente do pH e tem um padrão sazonal evidente, por causa da translocação de nutrientes para os rizomas, realizado por algumas espécies (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O fósforo entra nos leitos com fluxo de alimentação e por deposição atmosférica; sai dos leitos com fluxo de saída e por liberação gasosa de PH_3 (KADLEC & KNIGHT, 1996). Ele pode se tornar disponível no leito através de desorção, reversão de ligação química ou difusão através da solução (MANSOR, 1998).

A retirada de fósforo pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa-taxa e fluxo superficial, quando a colheita da vegetação e a remoção são práticas rotineiras. Em caso de colheita, a remoção de fósforo pode representar de 20 a 30%, porém a vegetação utilizada nos leitos cultivados não é considerada um fator significativo na remoção de fósforo, somente se a colheita for praticada. Se não for realizada a colheita, nos leitos cultivados de fluxo superficial, o fósforo volta para o sistema aquático devido ao decaimento natural da vegetação (REED et al., 1995).

As reações de adsorção e precipitação são as formas de remoção de fósforo nos efluentes, quando ocorre o seu contato com um volume significativo de solo ou sedimentos. As reações do solo envolvem argila, óxido de ferro e alumínio, componentes de cálcio presente e pH do solo. Solos de textura muito fina, bem como de alto teor de argila, tendem a ter um alto potencial de adsorção, mas aumentam o tempo hidráulico de residência. Textura grosseira como a brita e a areia, têm baixa capacidade de adsorção do fósforo, porém solos hidromórficos, que são ácidos e orgânicos, têm um elevado potencial de adsorção devido à presença de ferro e alumínio (REED et al., 1995). Diante disto, a composição do meio suporte nos leitos

cultivados de escoamento subsuperficial é importante no que diz respeito à remoção do fósforo pela adsorção. Materiais ricos em alumínio, ferro, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas podem ser empregados para melhorar este mecanismo de remoção (COOPER, 1993; KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.6.4. Pesquisas realizadas com leitos cultivados

Em 1952 na Alemanha, Seidel realizou o primeiro trabalho aceito cientificamente utilizando plantas macrófitas para tratamento de águas residuárias, para a remoção de fenol por *Scirpus lacustris*, utilizando a brita como meio suporte (WOOD & McATAMNEY, 1994). Seidel realizou posteriormente outros experimentos usando leitos preenchidos com brita e cultivados com macrófitas emergentes: *Phragmites australis*, *Iris ssp.*, *Schoenoplectus ssp.*, *Typha ssp.* (HEGEMANN, 1996).

Kichuth, na década de 70, também na Alemanha, utilizou leitos cultivados preenchidos com solo de alta qualidade de silte e cultivados com *Phragmites australis* para tratar efluentes municipais (HEGEMANN, 1996; WOOD & MCATAMNEY, 1994).

WOLVERTON (1988), pesquisou o uso de tanque séptico associado com leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de casas isoladas, tornando o processo popular nos Estados Unidos.

Existem atualmente na Europa aproximadamente mil instalações de tratamento baseadas nos sistemas naturais servindo grupos de 5 a 1000 habitantes, tendo os leito cultivados de fluxo subsuperficial em solo ou brita como material de suporte (HEGEMANN, 1996).

ROSTON (1994), preparou um sistema para tratar o esgoto doméstico, usando como meio suporte brita de 4 a 6 cm de diâmetro. A redução da DBO foi de 92%, do NTK de 74% e de coliformes fecais de 94%.

BRIX (1987) testou um sistema de alagados construídos e observou uma redução na DBO de 51 a 95%, remoção de 25 a 88% de NKT e uma remoção de 11 a 83% de fosfato.

JUWARKAR (1995), trabalhou com leitos de escoamento subsuperficial vertical, comparando a eficiência pilotos cultivados com *Typha latifolia* e *Phragmites carca*, e com leitos se cultivos, na remoção de nitrogênio total, fósforo total e na redução da DBO. Os leitos com vegetação apresentaram uma redução na DBO num intervalo de 78 a 91%, remoção de NTK num intervalo de 65 a 73% e uma remoção de fósforo total no intervalo de 28 a 41%. O leito testemunha apresentou uma redução na DBO no intervalo de 58 a 60%, remoção de NKT no intervalo de 20 a 27% e remoção de fósforo total no intervalo de 12 a 17%. O autor conclui que os leitos cultivados com macrófitas emergentes são eficientes na remoção de poluentes.

URBANC-BERNIC & BULC (1995) desenvolveram um sistema para tratar o efluente também de um tanque séptico, composto por dois leitos cultivados, um preenchido com areia média e o outro com uma mistura de areia média e brita n.º 2, cultivados com *Phragmites australis*. A eficiência do sistema na redução da DQO foi de 94,4%, na remoção de nitrogênio amoniacal foi de 97,5%, para o nitrogênio na forma de nitrato foi de 75,5%, nitrogênio orgânico redução de 84,8% e uma remoção de 97,1% para o fósforo total.

WOOD (1995) realizou um experimento utilizando um leito de escoamento subsuperficial primário seguido de filtro biológico para nitrificação, seguido de um leito com escoamento superficial para remoção de nitrato. Neste experimento foi efetuada a recirculação de efluentes nas unidades de tratamento, objetivando auxiliar na desnitrificação e no controle da alcalinidade da nitritificação. Como resultados do tratamento, obteve uma redução de 400 para 40 mg/L na DQO do efluente, a amônia sofreu uma redução de aproximadamente 32 para 2 mg/L, com nitrato residual inferior à 5 mg/L.

No Brasil são poucos os trabalhos utilizando leitos cultivados com macrófitas. SOUZA & BERNARDES (1996) trataram o esgoto doméstico, combinando um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) seguido de tratamentos utilizando leitos cultivados de fluxo subsuperficial com *Typha latifolia*. O

sistema apresentou como resultados uma remoção de 63% na DQO, 54% para o NTK e uma remoção de 40% para o fósforo total, sendo de 65,4 horas o tempo de detenção total do sistema.

MANSOR (1998), avaliou o desempenho de 4 (quatro) leitos cultivados de fluxo subsuperficial, no tratamento de águas residuárias primárias (lagoa de estabilização). Dois leitos foram cultivados com *Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.*, sendo um preenchido com brita nº 3 e outro com nº 4; outro leito foi cultivado com *Elecharis fistusola* utilizando-se como camada suporte a brita nº 3 e uma testemunha preenchido também com esta mesma brita. Os melhores resultados médios mensais na remoção dos poluentes foram obtidos com a brita de nº 3, sendo obtida uma redução máxima no DQO igual a 82,7%, por sua vez, a redução máxima de fosfato (PO_4^{-3}) foi de 86,4%, obtidas no leito cultivado com *Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.* Com relação à redução do nitrogênio total (NKT), a redução máxima foi obtida no leito cultivado com *Elecharis fistusola*, que atingiu valor de 91,8%.

LIMA (1998), avaliou o desempenho de um sistema composto por um reator anaeróbio (UASB) seguido por três leitos cultivados com *Typha spp.*, dispostos em série, no tratamento de esgoto doméstico. Foram obtidas no reator, reduções na DQO de 900 mg/L para 650 mg/L (faixa de 10 a 40%) e de sólidos sedimentáveis para 2 mL/L e aumento dos sólidos suspensos de 270 mg/L no efluente para 350 mg/L no afluente. Foi verificada a remoção de NTK de 95 para 75 mg/L e amônia de 62 para 60 mg/L. Houve um aumento de nitrato de 0 a 0,05 mg/L indicando, juntamente com os valores de NKT e amônia, que ocorreram os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação do leito.

PHILIPPI et al. (1998) avaliaram um sistema de tratamento composto por um tanque séptico associado a um leito cultivado com *Zizanopsis bonariensis*, tendo como meio suporte uma mistura de casca de arroz, areia e pedrisco. A remoção média da DQO foi de 33%, sólidos totais foi de 32%, sendo observado um acréscimo de 52% nos sólidos suspensos (SS). Para os leitos cultivados as remoções da DQO, SS, nitrogênio total, fósforo total e nitrato, foram respectivamente 71%, 41%, 78%, 13% e 80%.

VALENTIM (1999), montou um sistema conjugado de reator compartimentado e leitos cultivados, para tratar águas residuárias. O tanque séptico conta com três câmaras em série, os leitos cultivados em número de seis, sendo do tipo fluxo subsuperficial. Foram construídos três leitos quadrados e três retangulares, dos quais quatro foram cultivados no sistema de monocultivo com macrófitas das espécies *Typha spp.* e *Eleocharis spp.*, os outros dois sistemas permaneceram somente com o material suporte, ou seja, a brita nº 2. Ao final do experimento, o autor concluiu que para os leitos cultivados, indicaram certa tendência de melhores níveis de remoção nos leitos com a presença da espécie *Eleocharis spp.* Não houve diferença nos valores de remoção entre as formas quadrada e retangular, o uso da brita de nº 2, não resultou em entupimento e ou interferência no fluxo dos leitos durante o período estudado.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local

O trabalho foi realizado no “Campus I”, do Curso de Engenharia Agrônômica, do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal – SP, mais especificamente nas proximidades da granja de suinocultura.

A referida granja tem capacidade para 50 animais, sendo dotada de 8 baias, cujos dimensionamentos são de 5,20 metros por 2,00 metros das quais foram utilizadas apenas quatro para a realização do experimento.

4.2. Entrada e saída dos animais

Durante a fase experimental, foram conduzidos 7 grupos de populações nas baias com os suínos, cujo ciclo durava cerca de 100 dias, quando os animais atingiam um peso médio entre 90 a 100 kg. Os grupos de animais entraram na granja nas seguintes datas: 18/10/1999, 11/01/2000, 07/03/2000, 16/05/2000, 08/08/2000, 26/10/2000 e 20/02/2001, e suas retiradas ocorreram respectivamente em 05/01/2000, 01/03/2000, 10/05/2000, 27/07/2000, 18/10/2000, 02/02/2001 e 15/05/2001.

Os suínos eram distribuídos aleatoriamente em 4 baias, em número de 5 animais por baia, perfazendo um total de 20 cabeças, com peso médio em torno de 20 kg, alimentados com ração comercial para recria e substituída após 30 dias para ração de engorda.

Na reposição de suínos realizada em 16/05/2000, diminuiu-se a quantidade de animais de 20 para 12. Neste período também prevaleceu o mesmo tipo de alimentação bem como os critérios para a saída dos animais.

No período compreendido entre 18/10/1999 e 08/08/2000, não foram colhidas amostras para análises, período este destinado para observação e ajustes no sistema.

Em 26/10/2000 realizou-se outra reposição com 20 animais, com as mesmas características, mesma forma de arrazoamento, dos povoamentos anteriores. A partir desta data, o sistema passou a ser avaliado, sendo utilizado inicialmente uma vazão de 24L/h, permitindo ao sistema operar com um tempo médio de detenção hidráulica (THD) de 4,49 dias para o reator anaeróbio compartimentado, e de 6,27 dias para os leitos cultivados, perfazendo em média um total de 10,76 dias de TDH. Esta avaliação estendeu-se até a data de 21/12/2000, ocasião em que o sistema passou a operar com uma vazão de 12L/h., com um tempo médio de detenção hidráulico de 8,98 dias para o reator anaeróbio compartimentado e de 12,54 dias para os leitos cultivados, perfazendo em média um total de 21,52 dias de TDH. Na data de 02/02/2001, os animais foram retirados da granja, após o término do ciclo proposto.

Uma nova reposição composta por 20 animais foi realizada em 20/02/2001, contudo as análises foram iniciadas na data de 26/03/2001, sendo este período utilizado para ajustes no sistema, sendo que nesta ocasião o sistema operou com a vazão de 24L/h operando com o TDH proposto inicialmente, o que aconteceu até o dia 15/05/2001, quando o lote de animais foi retirado da granja.

4.3. Tratamento

Foram utilizados na parte experimental submetida à análise, 20 (vinte) animais mestiços, adultos, na fase de terminação.

A água residuária utilizada consistiu na água resultante da limpeza das baias, misturada a restos de ração, urina e fezes. Inicialmente procedia-se a

remoção da parte sólida, separação esta realizada manualmente, utilizando-se um rodo de ferro, retirando-se assim fezes e restos de rações que possivelmente caiam dos comedouros. Esta parte sólida separada era levada a uma esterqueira para o processo de compostagem. O restante do dejetos que a limpeza seca não conseguia remover, era retirada através da limpeza úmida com auxílio da água que serve a granja, através de uma mangueira de borracha com diâmetro de 8 mm conectada à uma bomba que captava água do açude localizado nas proximidades da granja. A captação do material foi feita por gravidade, em tubulação de PVC com diâmetro de 100 mm. A limpeza das baias era realizada duas vezes por dia.

A água proveniente da limpeza das baias era direcionada a um tanque de equalização. O objetivo foi reter uma maior parcela de sólidos e servir como depósito para regular a vazão do material a ser enviado por gravidade para o reator anaeróbio.

Do tanque de equalização a água residuária seguia para um reator anaeróbio compartimentado, que tinha como principal objetivo a remoção de sólidos.

As medições realizadas duas vezes por dia por um período de 8 dias, que corresponderam ao tempo de duração da limpeza úmida e a vazão de água da mangueira de lavagem apresentaram os seguintes resultados: vazão de 24 litros de água por minuto, duração média da limpeza 3,0 minutos para cada baia, utilizando-se um total de 4 baias o volume de água usada na limpeza foi de 288 litros, considerando 02 limpezas por dia temos um volume de 576 litros de água utilizada, um volume de 24 litros de água/hora a ser tratada em 24 horas.

O resíduo previamente tratado pelo reator compartimentado foi lançado em leitos cultivados com as seguintes dimensões: 1,42 m de largura, por 2,99 m de comprimento e 0,99 m de altura, e 1,42 m de largura, por 2,99 m de comprimento e 0,71 m de altura, que atuaram na parte final do tratamento.

O comportamento do sistema em questão foi analisado empregando-se duas vazões para o tratamento do efluente, sendo 24L/h e 12L/h, que propiciaram respectivamente os seguintes TDH de 10,76 e 21,52 dias, para todo o conjunto do sistema, isto é, o reator anaeróbio compartimentado e os leitos cultivados.

Para o fluxo de 24L/h, o tempo de detenção hidráulico no reator anaeróbio compartimentado foi de aproximadamente 4,49 dias, e, para os leitos cultivados em torno de 6,27 dias. Conseqüentemente para o segundo fluxo, ou seja, 12L/h, verificou-se que o TDH para o reator anaeróbio compartimentado era de 8,98 dias, e, para os leitos cultivados de 12,54 dias.

Para o TDH de 10,76 dias, o sistema foi monitorado entre os dias 26/10/2000 à 21/12/2000, bem como no período de 26/03/2001 à 15/05/2001, para o TDH médio de 21,52 dias, monitorou-se o sistema entre os dias 26/03/2001 à 15/05/2001.

A fim de propiciar uma vazão contínua, o efluente armazenado no tanque de equalização, após passar pelo filtro para retenção de partículas sólidas, o resíduo bruto passava pelo registro do tipo gaveta em metal, que era aferido para permitir o fluxo desejado. A avaliação das vazões era realizada através do método volumétrico, utilizando-se uma proveta graduada de 250 mL com 1 mL de graduação e um cronômetro digital, sendo realizadas pelo menos cinco medições durante 20 segundos, sendo que o volume coletado durante as avaliações variava de 80 a 150 mL durante o tempo considerado (20 segundos).

As medições eram realizadas às 8:00 horas e às 16:30 horas, ocorrendo pequenas variações entre as mesmas, dentro de um padrão aceitável.

4.4. Esquema do sistema de tratamento

A Figura 1 ilustra o sistema de tratamento, sendo composto pelo reator anaeróbio compartimentado e por dois leitos cultivados.

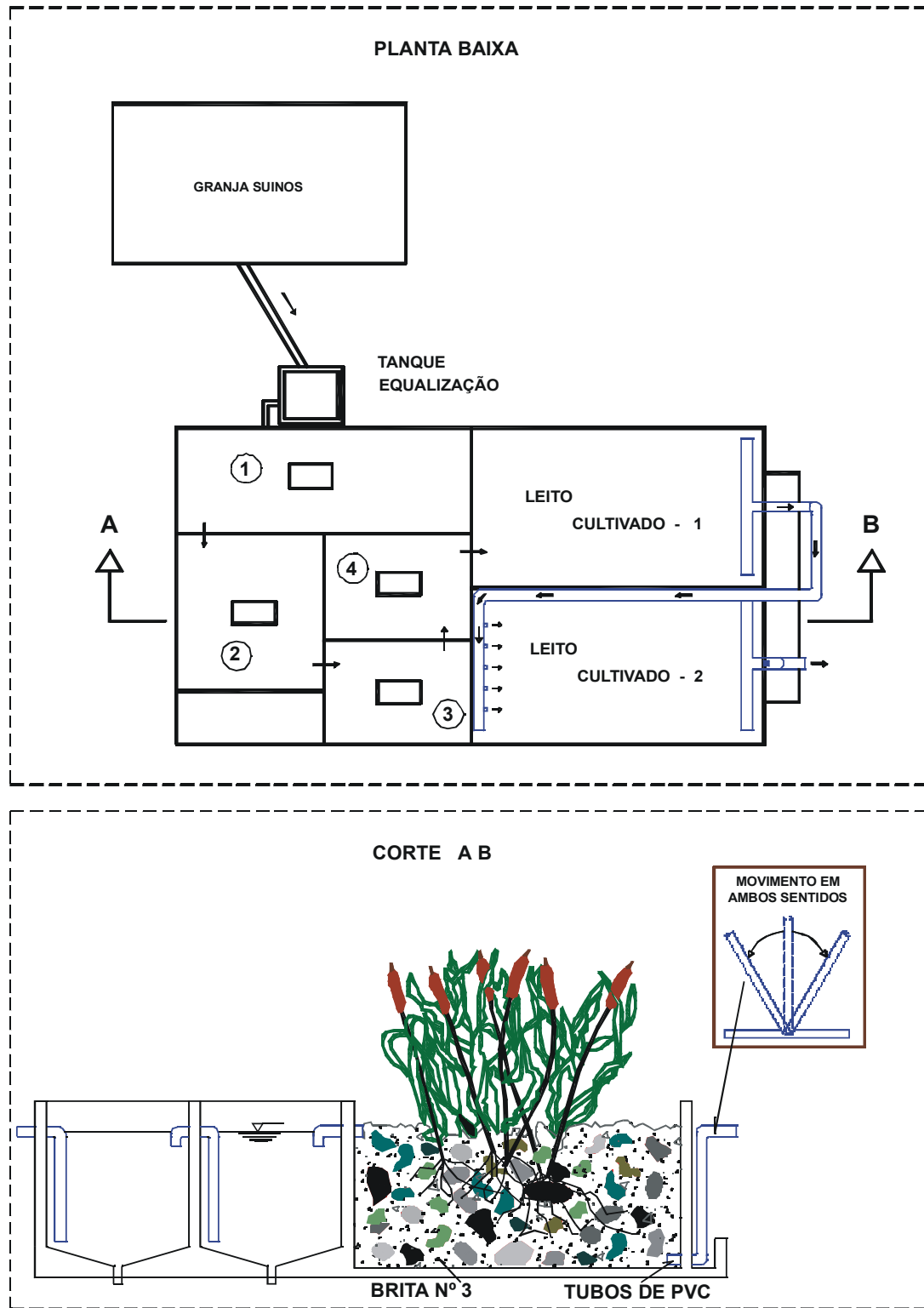


Figura 1. Desenho esquemático do sistema de tratamento, planta baixa e corte.

4.5. Tanque de equalização

A finalidade do tanque de equalização foi manter a vazão constante, bem como promover certa retenção de sólidos, durante o tempo que o resíduo permanecia na referida caixa. Este tanque trata-se de uma caixa de alvenaria, com 1,20 m por 1,20 m, com altura para líquido de 1,10 m, apresentando uma capacidade para 1584 litros. O abastecimento do tanque foi realizado por tubulação de PVC, com diâmetro de 100 mm. A parte inferior central do tanque de equalização é dotada de um sistema de descarga de fundo para limpeza quando necessário, utilizando-se tubulação de PVC com diâmetro de 100 mm.

A entrada de água residuária no reator anaeróbio compartimentado foi controlada por uma válvula de gaveta de 76 mm de diâmetro, localizada a 2/3 do tanque de equalização. A referida válvula apresenta a saída voltada para o interior de uma caixa de alvenaria com as seguintes dimensões: 0,22 m de altura, 0,40 m de largura e igual comprimento.

Para manter constante o fluxo do líquido a ser tratado, foi adaptado no interior do tanque de equalização um filtro, composto por uma barra de cano de 0,60 m de comprimento e diâmetro de 100 mm, com aberturas nas laterais, e coberta por tela do tipo mosquiteiro colada com silicone (Figura 2). Este filtro foi conectado ao registro, evitando entupimentos decorrentes da deposição de sedimentos na referida gaveta do registro.

4.6. Reator anaeróbio compartimentado

O uso desta unidade teve como objetivo remover sólidos, já que o leito cultivado poderia facilmente colmatar, caso a concentração de sólidos fosse alta.

O projeto do reator compartimentado foi baseado em indicação de VALENTIM (1999), com quatro câmaras em série, cuja principal característica era a entrada do afluente localizada a 20 cm do fundo (Figuras 3 e 4) nos quatro compartimentos, para que houvesse maior contato entre o resíduo e a biomassa a

ser formada, obtendo-se assim maior eficiência na remoção da carga poluidora com menor tempo de detenção.



Figura 2. Filtro utilizado para reter partículas sólidas presentes no tanque de equalização.



Figura 3. Mostra o interior dos compartimentos e as tubulações de abastecimento do afluente e de escoamento do efluente.

O reator foi montado, aproveitando-se uma caixa de alvenaria, construída em tijolos e base de concreto armado, já existente no local do

experimento. As paredes (divisórias) das câmaras foram construídas utilizando-se blocos de cimento (40 x 20 cm), argamassa com Vedacit e revestidas com Neutrol.

Os compartimentos foram fechados com placas de concreto para tornar o meio anaeróbio, sendo alimentados pelo tanque de equalização que recebe inicialmente as águas residuárias.

A alimentação para o primeiro compartimento do reator foi feita através de cano de PVC de diâmetro de 75 mm, colocados à 20 cm do piso da câmara. Esse procedimento visou promover uma distribuição homogênea do esgoto e um contato maior entre os microrganismos e substrato (Figuras 3 e 4).

O primeiro compartimento teve como objetivos reter a maior parcela possível de sólidos, promover a digestão parcial dos sólidos sedimentáveis e promover certa redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) solúvel, predominando provavelmente as fases de hidrólise e acidogênese.

O efluente do primeiro compartimento foi coletado em tubulação de PVC, com diâmetro de 75 mm em forma de cachimbo a 10 cm abaixo da parte superior da câmara, sendo lançado em seguida, no segundo compartimento, também a 20 cm do fundo, e assim sucessivamente até o quarto compartimento. Deve-se salientar que provavelmente nas últimas câmaras prevaleceu a metanogênese.



Figura 4. Detalhe da primeira câmara, a tubulação que conduz o resíduo bruto proveniente do tanque de equalização à primeira câmara e a tubulação que conduz o efluente desta para a segunda câmara.

Da última câmara, o efluente foi lançado diretamente no primeiro leito cultivado e deste para o segundo leito cultivado.

4.7. Leitos cultivados

Os leitos cultivados foram montados de acordo com WOOD & McATAMNEY (1996) para sistemas de fluxo subsuperficial como fase final do tratamento.

Para construção dos leitos cultivados também foi aproveitada uma caixa de alvenaria, construída com tijolos com base de concreto armado existente no local do experimento. Parte desta caixa foi utilizada para o leito cultivado de número 1, com as seguintes dimensões: 1,42 m de largura, por 2,99 m de comprimento e 0,99 m de altura. O leito 2, apresenta as seguintes dimensões: 1,42 m de largura, por 2,99

m de comprimento e 0,71 m de altura, o qual foi construído posteriormente, uma vez que constatou-se necessitar mais de uma unidade para operar em série.

A divisória foi construída em alvenaria com blocos de cimento (40 x 20 cm), argamassa com Vedacit e revestidas com Neutrol, apresentando ao final forma retangular.

Nos leitos foram feitos drenos com tubos de PVC com diâmetro de 75 mm, com furos de 10 mm de diâmetro espaçados de 10 em 10 cm, locados nas laterais, voltados para frente dos leitos, de forma a distribuir o líquido de maneira uniforme.

O efluente do primeiro leito é captado por uma tubulação de PVC de 75 mm, com furos de 10mm de diâmetro espaçados de 10 cm, colocado na parte frontal inferior oposto ao afluente, onde após o líquido passar por toda extensão do leito é captado por esta tubulação descrita conduzida até o leito cultivado de número 2.

A captação do efluente para o segundo leito é realizada por uma tubulação em PVC com diâmetro de 50 mm, funcionando no sistema de vasos comunicantes o que pode ser visualizado na Figura 6. A seguir, o líquido desloca-se até a tubulação de PVC com diâmetro de 50 mm, com furos de 10 mm de diâmetro espaçados de 10 cm, posicionada na parte posterior do ponto de saída do afluente.

No segundo leito, o sistema de controle de regulagem da altura da lâmina de água é feito por um dispositivo em forma de “cachimbo”, com deslocamento angular de 180° em relação ao eixo (Figura 7) de onde saem mangueiras de 50 mm de diâmetro para a rede coletora. Este sistema de construção em alvenaria otimiza o processo de tratamento possibilitando o escoamento do resíduo líquido por gravidade facilitando o controle do tratamento.

Os leitos foram preenchidos com pedras britadas de n.º 3, destinadas à fixação das macrófitas aquáticas e auxiliar a retenção dos sólidos biológicos, arrastados do interior do reator compartimentado. No interior de cada leito, foram instalados na vertical (em relação a altura dos leitos) dois coletores de amostras, em material do tipo tubulação de PVC, com diâmetro de 75 mm, dotados de furos de 10 mm, espaçados de 10 cm.

4.8. Período de condução do experimento

As obras de adequação e construção do sistema de tratamento composto pelo reator anaeróbio compartimentado e o primeiro leito cultivado, foram executadas no período de agosto a outubro de 1999, sendo que o primeiro lote de animais entrou na granja na data de 18 de outubro de 1999. Diante da necessidade de outro leito cultivado, em abril do ano de 2000, procedeu-se a sua construção.

O sistema passou a operar na data de 18/10/1999, o monitoramento e coleta de amostras para análise iniciaram-se em 26/10/2000. Durante este período de 372 dias, procedeu-se os ajustes necessários ao funcionamento do sistema de tratamento, tais como número de animais, observação do comportamento do leito cultivado e controle da vazão.

Para o plantio das macrófitas nos leitos, foi necessário que nas primeiras semanas de funcionamento, o nível do líquido fosse mantido 0,10 cm acima das britas, a fim de assegurar a fixação e brotamento das mudas.

A alimentação do reator anaeróbio compartimentado com a água residuária bruta foi iniciada em 26/10/2000, por sua vez, as primeiras mudas de macrófitas do segundo leito foram plantadas em 10/08/2000. Neste período a água evaporada era repostada a cada dois dias.

No trabalho em questão foi realizado inicialmente um teste prévio de monitoramento dos leitos cultivados com macrófitas, e, a seguir procedeu-se a realização do experimento para a avaliação dos referidos leitos.

O teste prévio compreendeu duas fases, onde o sistema de tratamento foi monitorado com TDH diferentes. O sistema conjugado, ou seja, reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados, operou no período de 26/10/2000 à 21/12/2000 com o TDH de 10,76 dias. Para o TDH de 21,52 dias o sistema operou entre os dias 22/12/2000 à 02/02/2001.

Na realização do experimento, o sistema foi monitorado entre os dias 26/03/2001 à 15/05/2001, operando com o TDH de 10,76 dias.

4.8.1. Teste prévio de monitoramento dos leitos cultivados

Na primeira fase do teste prévio, foram coletadas amostras para determinação da DQO nas datas de 23/11/2000, 07/12/2000 e 21/12/2000. Por sua vez, para a determinação de Sólidos Sedimentáveis e pH, as amostragens foram realizadas semanalmente, iniciando-se em 13/11/2000, encerrando-se na data de 20/12/2000.

As amostras para a determinação da DQO e Sólidos Suspensos na segunda fase do teste prévio foram realizadas nas datas de 04/01/2001, 17/01/2001 e 01/02/2001. As coletas para determinação do Fósforo foram realizadas nos dias 17/01/2001 e 01/02/2001. As amostragens para determinação dos Sólidos Sedimentáveis e pH, foram realizadas semanalmente, entre os dias 27/12/2000 e 31/01/2001.

4.8.2. Avaliação dos leitos cultivados

As amostras para a determinação da DQO e Sólidos Suspensos foram coletadas nas datas de 28/03/2001, 10/04/2001, 24/04/2001 e 09/05/2001. Para a determinação do Nitrogênio e do Fósforo, procedeu-se às coletas nas datas de 10/04/2001, 24/04/2001 e 09/05/2001. As coletas de amostras para determinação de Sólidos Sedimentáveis e do pH, foram realizadas semanalmente, ocorrendo entre os dias 26/03/2001 e 15/05/2001.

4.9. Colheita e plantio das macrófitas

Os leitos foram cultivados no sistema de monocultivo com macrófitas da espécie *Typha spp.*, colhidas no “Campus Experimental II” do CREUPI. A *Typha spp.*, foi coletada com auxílio de enxadão para se retirar o máximo possível do sistema radicular, removendo-se a seguir a parte aérea (30 cm acima raiz) com o

auxílio de um facão. As mudas foram transportadas até o experimento no “Campus I”, posteriormente, sem qualquer tratamento foram plantadas imediatamente após a chegada no local.

A instalação do primeiro leito ocorreu durante os meses de agosto a outubro de 1999, sendo plantadas inicialmente 78 touceiras, por toda extensão do leito, a uma profundidade de 20 cm, o leito foi alimentado com água limpa, para fixação das plantas nas pedras até o funcionamento do sistema, quando foi esvaziado para receber o esgoto proveniente da granja.



Figura 5. Ilustra as mudas de taboa do primeiro leito de macrófitas e a instalação do segundo leito.

A fitotoxidez constatada por nitrogênio, bem como a incidência da doença causada pelo fungo *Colletotrichum sp.*, motivaram a instalação do segundo leito, que ocorreu na data de 28/04/2000, o que pode ser visualizado nas Figuras 5 e 6. Da mesma forma que por ocasião da instalação do primeiro leito, as foram coletadas no “Campus II” e a seguir foram transportadas até o Campus I, porém, não foram transplantadas de imediato no leito, as plantas foram acondicionadas em uma caixa de alvenaria com água, não sendo utilizado qualquer tipo de fertilizante ou nutriente. As mudas permaneceram neste local para brotação, sendo transplantadas

para os leitos após 7 a 15 dias, quando a brotação atingia um porte de 10 a 20 centímetros. Este método de preenchimento dos leitos cultivados, propiciou um aproveitamento melhor no plantio das mudas.



Figura 6. Mostra a tubulação que conduz o efluente do primeiro para o segundo leito de macrófitas, situação das plantas do primeiro leito e ao fundo o reator anaeróbio compartimentado.



Figura 7. Ilustra os leitos e o reator anaeróbio compartimentado, tubulação de escoamento em forma de “cachimbo” para o escoamento do líquido após tratamento.

No total foram plantadas 75 mudas, com alguns poucos replantios, em torno de 10%. Este leito apresentou um bom desenvolvimento das macrófitas.

Durante o período de adaptação e ajuste do sistema, houve a necessidade de outras pulverizações com o fungicida Benlate, uma vez que se verificou a incidência da mesma doença nos dois leitos cultivados.

Na medida do possível os tecidos necrosados das plantas atingidas eram removidos, contudo, parte permanecia nos leitos, principalmente os sistemas radiculares, que se decompunham progressivamente.

Os leitos apresentavam poucas plantas e as quais encontravam-se debilitadas pela fitotoxidez. Optou-se então por uma poda geral na base das plantas, poupando-se apenas as folhas verdes e pouco atingidas, o que ocorreu em 01/05/2001, conforme visualizado na Figura 8.



Figura 8. Aspecto geral do segundo leito cultivado após a poda das macrófitas.

4.10. Procedimentos de coletas e análises laboratoriais

4.10.1. Coleta de amostras para análise laboratorial

O fluxo de água residuária bruta destinado ao abastecimento do reator anaeróbio compartimentado foi controlado através de uma válvula de gaveta de 76 mm localizada em uma das extremidades do tanque de equalização. A fim de propiciar vazão constante, foi conectado à válvula um filtro destinado à reter partículas sólidas (Figura 2). Duas vezes por semana era efetuada uma limpeza no interior do tanque de equalização a fim de remover o excesso de partículas sólidas depositadas, bem como uma limpeza na válvula de controle de vazão.

As amostras para determinação da DQO, Sólidos Suspensos, Fósforo Total e Nitrogênio Total, foram realizadas conforme descrito nos itens 4.8.1. e 4.8.1, sendo os pontos de amostragens os seguintes: tanque de equalização, saída dos reatores, leito cultivado 1 e leito cultivado 2.

Com relação às análises pertinentes ao pH, Sólidos Sedimentáveis e Temperatura (interna e externa), foram realizadas semanalmente. Os pontos de amostragens foram: o tanque de equalização, saída compartimento 1 e entrada do compartimento 2, saída compartimento 2 e entrada do compartimento 3, saída compartimento 3 e entrada do compartimento 4, saída do reator, saída do leito cultivado 1 e saída do leito cultivado 2.

As amostras para análise de DQO, Sólidos Suspensos, Nitrogênio Total e Fósforo Total foram coletadas em frascos de vidro transparente dotadas de tampas de plástico, com volume total de 250 mL, as quais foram conservadas em temperatura de 4°C, conforme indicado no Standart Methods (APHA, 1985), e a seguir encaminhadas até o Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP, onde eram procedidas as análises.

Com relação às amostras para determinação do pH e Sólidos Sedimentáveis, também eram coletadas em frascos de vidro transparente dotadas de tampas de plástico, com volume total de 250 mL, que imediatamente após a coleta eram conduzidas até o Laboratório de Limnologia do Curso de Engenharia

Agronômica do CREUPI, onde eram analisadas. As tomadas de temperatura foram efetuadas no próprio local.

O período de coleta de amostras foi de 13/11/2000 a 15/05/2001, cujas análises foram realizadas nos já mencionados laboratórios.

4.10.2. Sumário dos métodos de análise laboratorial

Os métodos e equipamentos utilizados nas análises laboratoriais para este experimento estão descritos a seguir.

- a) **Sólidos Suspensos:** realizado no espectrofotômetro DR/2010 (HACH), com intervalo de medidas de 0 a 750 mg/L, pelo método fotométrico descrito em HACH (1996).
- b) **Sólidos sedimentáveis:** realizado no laboratório de Limnologia do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal, sendo utilizado o cone Imhoff, segundo o Standard Methods (A.P.H.A., 1995), fornecendo leituras em mL/L;
- c) **pH:** foi realizado no laboratório de Limnologia do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal, sendo utilizado um peagâmetro marca Tenal modelo TEC-2, de bancada, provido de eletrodo de platina imerso em solução eletrolítica, acondicionados em uma campânula de vidro, pelo método eletrométrico segundo Standard Methods (A.P.H.A., 1995).
- d) **DQO:** realizado mediante digestão da amostra com dicromato de potássio em um reator DQO Hach, seguida da determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010, na faixa de 0 a 150 mg O₂/L e desvio padrão de ± 7 mg O₂/L, conforme descrito por HACH (1996), este método é aprovado pelo U.S.E.P.A..
- e) **Fósforo total:** a análise de fósforo total como íon PO₄⁻³ nas águas residuárias foi efetuado através do método do reagente Phos Ver3 (Hach) com digestão em

persulfato ácido no reator Hach para DQO e posterior determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010, o qual fornece leituras em PO_4^{-3} , P e P_2O_5 . O mencionado método é aceito pelo U.S.E.P.A. e seus procedimentos encontram-se em HACH (1996).

- f) **Nitrogênio Total Kjeldahl:** análise realizada pelo método de Nessler, sendo que a amostra é digerida no digestor Disgesdahal (Hach) e posterior determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach). O termo “nitrogênio total Kjeldahl” refere-se à adição do nitrogênio amoniacal com o orgânico. O método fornece resultados de 0 a 150 mg/L de NTK, cujos procedimentos estão descritos em HACH (1996).
- g) **Nitrogênio amoniacal:** análise realizada pelo método de Nessler, não sendo necessária a digestão posterior determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com resultados de 0 a 150 mg/L de NTK. O espectrofotômetro fornece valores em NH_4^+ , NH_3 e $\text{NH}_3\text{-N}$. Para se obter no nitrogênio orgânico, basta subtrair seu valor do Nitrogênio Total Kjeldahl, cujos procedimentos estão descritos em HACH (1996).
- h) **Nitrato:** análise efetuada pelo método do reagente NitraVer5 (Hach), seguida da determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com resultados de 0 a 5 mg/L de NO_3^- , sendo que os procedimentos experimentais encontram-se descritos em HACH (1996).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Tratamento primário da água residuária

Os resultados das análises realizadas na água residuária bruta gerada nas instalações da suinocultura, indicaram a necessidade de um tratamento inicial para a redução na quantidade da DQO, Sólidos Suspensos e Sólidos Sedimentáveis, sendo que para isto foi utilizado o reator anaeróbico compartimentado. Nestes experimentos foram obtidas reduções de DQO entre 67,48% a 91,86% (média de 79,78%), para os Sólidos Sedimentáveis entre 75,00% a 99,83% (média 93,75%) quando o sistema operou no período de 26/10/2000 à 21/12/2000 com um TDH de 10,76 dias; no período compreendido entre 22/12/2000 à 02/02/2000, a redução da DQO foi de 78,58% a 83,46% (média de 80,52%), obteve-se remoção mínima de Sólidos Suspensos de 60,13%, a redução de Sólidos Sedimentáveis variou de 33,33% a 99,88% (média de 69,61%), sendo estes valores obtidos quando o sistema operou com um TDH de 21,52 dias; por sua vez, no período de experimentação ocorrido entre os dias 26/03/2001 e 15/05/2001, onde o TDH foi de 10,76 dias, a redução da DQO variou de 80,53% a 86,4% (média de 82,26%), obteve-se remoção mínima de Sólidos Suspensos de 51,73%, e a redução de Sólidos Sedimentáveis foi de 55,56% a 99,98% (média de 87,64%).

As remoções das formas de fósforo e de nitrogênio foram baixas, inclusive, observando-se a ocorrência de valores negativos, ou seja, acréscimo destes nutrientes. O fósforo na forma de P, foi verificada uma remoção de 13,94% a 34,74%, na forma de P_2O_5 , a redução foi de 4,76% a 33,60% e para o fósforo na forma de PO_4 a remoção foi de 4,73% a 33,60%. A remoção de NTK foi de 8,33% a

48,15%, por sua vez para o nitrogênio na forma de nitrato a redução foi 7,41% a 47,50% e para o nitrogênio na forma amoniacal a remoção foi de 6,67% a 48,49%. Durante a avaliação, foram obtidos valores negativos para as formas de nitrogênio e fósforo, ou seja, um acréscimo nas concentrações. Este comportamento já era esperado, pois de acordo com VON SPERLING (1998), estas remoções são insatisfatórias. NOUR (1996), operando um reator anaeróbio compartimentado tratando esgoto doméstico, relata que obteve pequena redução do nitrogênio total Kjeldahl atribuindo o baixo desempenho às características do processo anaeróbio. A remoção de fósforo total também foi baixa, e segundo o referido auto, foi decorrente da incorporação e assimilação via metabolismo microbiano nos grânulos ou flóculos pertencentes às mantas de lodo de cada câmara e filtro.

A ineficiente redução nos valores das formas de nitrogênio e de fósforo que ocorrem no tratamento primário, apontam para a necessidade de outra etapa de tratamento secundário para proporcionar a redução satisfatória dos nutrientes anteriormente mencionados.

O Quadro 1 apresenta os valores intermediários (máximo e mínimo) dos parâmetros analisados no período de 26/10/2000 à 15/05/2001, tanto da água residuária bruta quanto do efluente do reator anaeróbio compartimentado, sendo este material submetido ao tratamento secundário.

Quadro 1. Caracterização da água residuária bruta e do efluente do reator anaeróbio compartimentado.

Parâmetros analisados	Água residuária bruta	Efluente do reator anaeróbio
DQO (mg/L)	6804 – 1805	1361 – 370
Sólidos Suspensos (mg/L)	Acima de 750	254 – 139
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	60 – 0,4	3 – 0,01
NTK (mg/L)	1080 – 440	560 – 440
Nitrogênio – NO ₃ (mg/L)	4800 – 1960	2520 – 2000
Nitrogênio – NH ₃ (mg/L)	1320 – 520	680 – 560
Fósforo – P (mg/L)	163 – 45	108 – 50
Fósforo P ₂ O ₅ (mg/L)	372 – 103	264 – 114
Fósforo PO ₄ (mg/L)	497 – 137	353 – 153
pH	9,09 – 6,13	7,53 – 6,80

5.2. Adaptação das macrófitas

Durante período inicial de monitoramento do sistema, compreendido entre outubro de 1999 até o mês de março de 2000, verificou-se a necessidade de replantar várias mudas, face à não adaptação das plantas, incidência de necroses nas folhas em decorrência de doença de origem fúngica causada por *Colletotrichum sp.* (Figura 9) bem como pela constatação de fitotoxidez, provavelmente resultante do excesso nitrogênio, resultando em leito composto por poucas plantas de pequeno porte que não ultrapassavam os 50 cm.

A incidência de doença foi controlada com a utilização do fungicida Benlate (Benomyl), na dosagem de 1 g/L de água, com duas pulverizações, sendo a segunda repetida 15 dias após a primeira.



Figura 9. Detalhe da necrose observada na folha em decorrência do ataque de *Colletotrichum sp.*.

Quando da instalação do segundo leito optou-se pelo plantio das mudas após o surgimento de uma nova brotação. Este método de povoamento dos leitos cultivados, propiciou melhor aproveitamento no plantio das mudas.



Figura 10. Mostra a evidente diferença entre as macrófitas que ocupavam os leitos 1 e 2 (à esquerda).

Durante o período de adaptação e ajuste do sistema, houve a necessidade de outras pulverizações com o fungicida Benlate, uma vez que se verificou a incidência da mesma doença nos dois leitos cultivados.

Ainda durante o período de ajustes, pode-se constatar que as plantas do segundo leito apresentavam melhor desenvolvimento em relação ao primeiro, ou seja, no primeiro leito as plantas apresentavam porte menor, suas folhas apresentavam necrose que se iniciavam nas pontas e atingiam a planta toda, resultando em sua perda, situação esta que pode ser visualizada na Figura 10.

O bom desenvolvimento das plantas prevaleceu até o mês de janeiro de 2001, quando se iniciou uma necrose constante das folhas das macrófitas, que resultavam em sua morte. As novas brotações apresentavam um bom desenvolvimento até a altura de aproximadamente 15 cm, apresentando cor verde bastante exuberante, a seguir, as folhas eram atingidas pela necrose.

Esta anormalidade consiste na queima da folha que se iniciava em sua ponta e progredia até o ponto de inserção existente na base da planta, sintoma este característico de excesso de nutrientes na solução que ocupava os leitos cultivados.

Pode-se ainda constatar a morte de todas as plantas, ou seja, parte aérea e sistema radicular. A situação ora mencionada pode ser visualizada nas Figuras 11 e 12.

Na medida do possível os tecidos necrosados das plantas atingidas eram removidos, contudo, parte permanecia nos leitos, principalmente os sistemas radiculares, que se decompunham progressivamente, o que pode ter causado aumento da DBO dos leitos cultivados.

Alguns dias após a realização da poda, pode-se observar a regeneração das plantas dos dois leitos, as quais apresentavam uma cor verde exuberante, proveniente da grande quantidade de produtos nitrogenados presente na solução que compunha os leitos cultivados, situação esta que se encontra ilustrada na Figura 13.



Figura 11. Aspecto geral dos leitos cultivados, cujas plantas apresentam as folhas debilitadas.



Figura 12. Aspecto geral das plantas debilitadas no segundo leito.



Figura 13. Regeneração das macrófitas, destacando o verde intenso das folhas.

5.3. Teste prévio de monitoramento dos leitos de macrófitas

Preliminarmente, procedeu-se o monitoramento do leito para o TDH de 6,27 dias, levando-se em consideração a vazão de 24 L/h, o qual foi realizado no período de 26/10/2000 à 21/12/2000. Posteriormente, o sistema foi submetido a tempo de detenção hidráulico de 12,54 dias, proporcionando uma vazão de 12 L/h, por período que se iniciou na data de 22/12/2000 à 02/02/2001.

Neste teste, analisou-se a eficiência do sistema na remoção da DQO e de Sólidos Sedimentáveis, bem como o comportamento do pH nos períodos anteriormente mencionados.

5.3.1. Desempenho dos leitos cultivados para o TDH de 6,27 dias

O desempenho dos leitos cultivados para o TDH de 10,76 dias está representado nas Figuras a seguir, bem como nos Quadros em anexo, as quais apresentam respectivamente os resultados das análises de DQO, Sólidos Sedimentáveis e pH.

Para o TDH considerado, o sistema foi monitorado por aproximadamente 56 dias, ou seja, por um período de 8 semanas.

5.3.1.1. Remoção da Demanda Química de Oxigênio

O Quadro 2 (anexo) e a Figura 14 ilustram a remoção da DQO nos leitos cultivados ocorrida durante o tratamento, sendo que esta remoção variou de 33,39% a 70,54%, verificando-se uma remoção média de 53,06%.

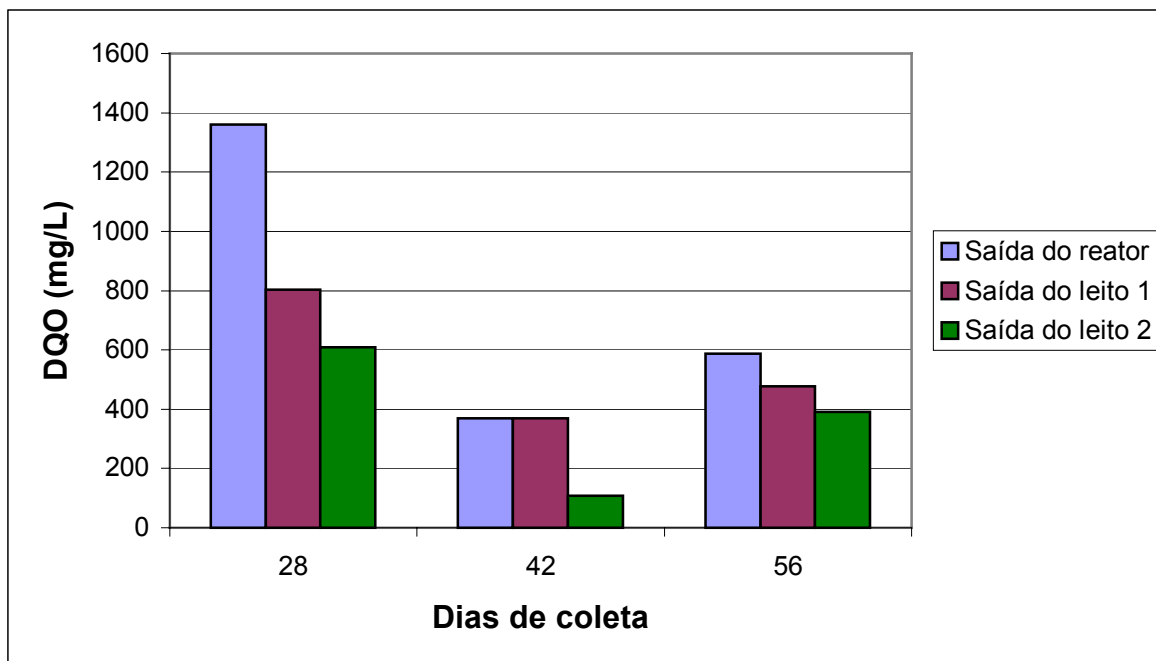


Figura 14. Concentração da DQO (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados no período de 26/10/00 à 21/12/00 com a vazão de 24 L/h.

Conforme é possível observar no Quadro 2 (anexo), a remoção da DQO no leito 1 variou de 18,57% a 40,52%, sendo que na 2ª avaliação pode-se constatar que não houve remoção (zero), sendo obtido valor médio de 19,70% para a remoção de DQO no referido leito. O Quadro 2 (anexo) ainda demonstra que no leito 2, a DQO variou de 18,20% a 70,54%, encontrando-se um valor médio de 37,66%. Os resultados apontam para a necessidade do segundo leito para melhorar a eficiência na remoção da DQO, que em conjunto proporcionaram uma remoção média de 53,06%.

5.3.1.2. Remoção de Sólidos Sedimentáveis

Conforme era esperado, as concentrações de Sólidos Sedimentáveis verificados na saída do reator eram bastante baixas, sendo observado inclusive, que houve a remoção total (zero) na seqüência dos leitos cultivados, o que pode ser visualizado no Quadro 3.

Quadro 3. Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/10/2000 à 21/12/2000.

Período	Sólidos Sedimentáveis (mL/L)					
	13/11/00 18 dias	20/11/00 25 dias	27/11/00 32 dias	04/12/00 39 dias	12/12/00 47 dias	20/12/00 55 dias
Saída do reator	0,1	0,2	0,1	0,1	1,5	0,5
Saída do leito 1	0,05	0,02	0	0	0,3	0,1
Saída do leito 2	0	0	0	0	0	0

5.3.1.3. pH

A Figura 15 e o Quadro 4 (anexo) mostram os valores de pH nos leitos cultivados. Observa-se que os valores mantiveram-se entre 6,85 e 7,25. Sendo que o sistema comportou-se adequadamente provavelmente pelos seguintes fatores:

- de acordo com METCALF & EDDY (1991), muitas bactérias responsáveis pelo tratamento do resíduo líquido sobrevivem em pH entre 4,0 e 9,5;
- a faixa de pH verificada, provavelmente favoreceu a atuação de bactérias nitrificantes que são mais atuantes em pH acima de 7,2, bem como é provável que favoreceu a desnitrificação, uma vez que as bactérias responsáveis por esta reação se adaptam melhor quando o pH encontra-se entre 6,5 a 7,5 (METCALF & EDDY, 1991).

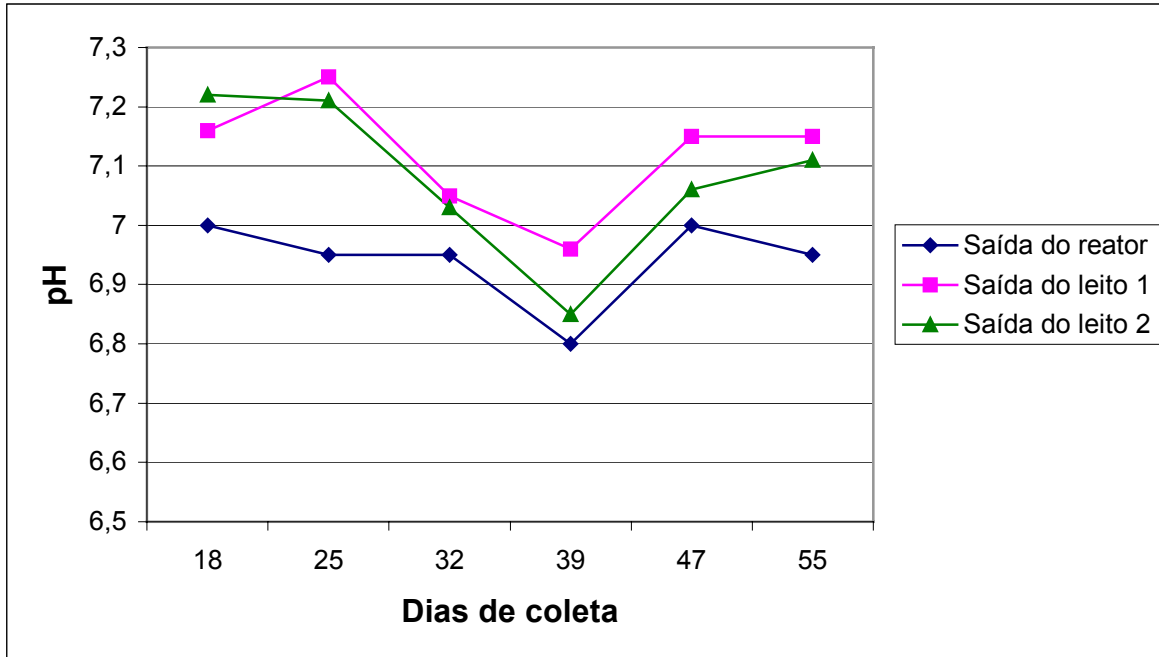


Figura 15. Valores de pH do afluente do reator anaeróbico compartimentado e do efluente dos leitos cultivados no período de 26/10/00 à 21/12/00, quando se utilizou a vazão de 24 L/h.

5.3.2. Desempenho dos leitos cultivados para TDH de 12,54 dias.

O desempenho dos leitos cultivados para o TDH de 12,54 dias, está representado nas Figuras a seguir, bem como nos Quadros em anexo, as quais apresentam respectivamente os resultados das análises de DQO, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Suspensos e pH.

Para o TDH considerado, o sistema foi monitorado por aproximadamente 43 dias, ou seja, por um período de 6 semanas.

5.3.2.1. Remoção da Demanda Química de Oxigênio

De acordo com o Quadro 5 (anexo) e a Figura 16, a remoção da DQO nos leitos cultivados para o TDH de 12,54 dias variou de 27,99% a 51,63%, sendo

obtido valor médio de 42,69%. Para o TDH de 6,27 dias, obteve-se uma remoção de 53,06%, não se justificando, portanto, o aumento no tempo de detenção hidráulica a fim de se aumentar a remoção da DQO.

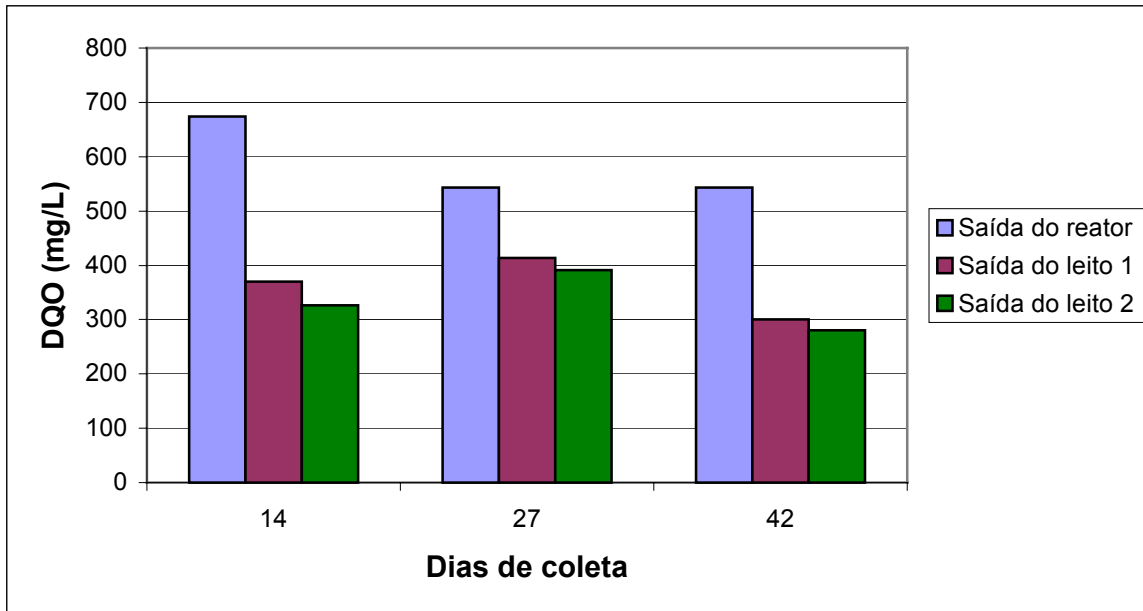


Figura 16. Concentração da DQO (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 22/12/00 à 02/02/01.

Conforme é possível observar na Figura 16 e no Quadro 5, a instalação do segundo leito não propiciou um ganho significativo no percentual de remoção da DQO.

5.3.2.2. Remoção de Sólidos Suspensos

De acordo com as análises realizadas e devidamente representadas no Quadro 6 (anexo) e Figura 17, a remoção de Sólidos Suspensos nos leitos cultivados ocorreu entre os valores de 49,76% e 76,77%, sendo obtido o valor médio de 59,20% de remoção de sólidos suspensos.

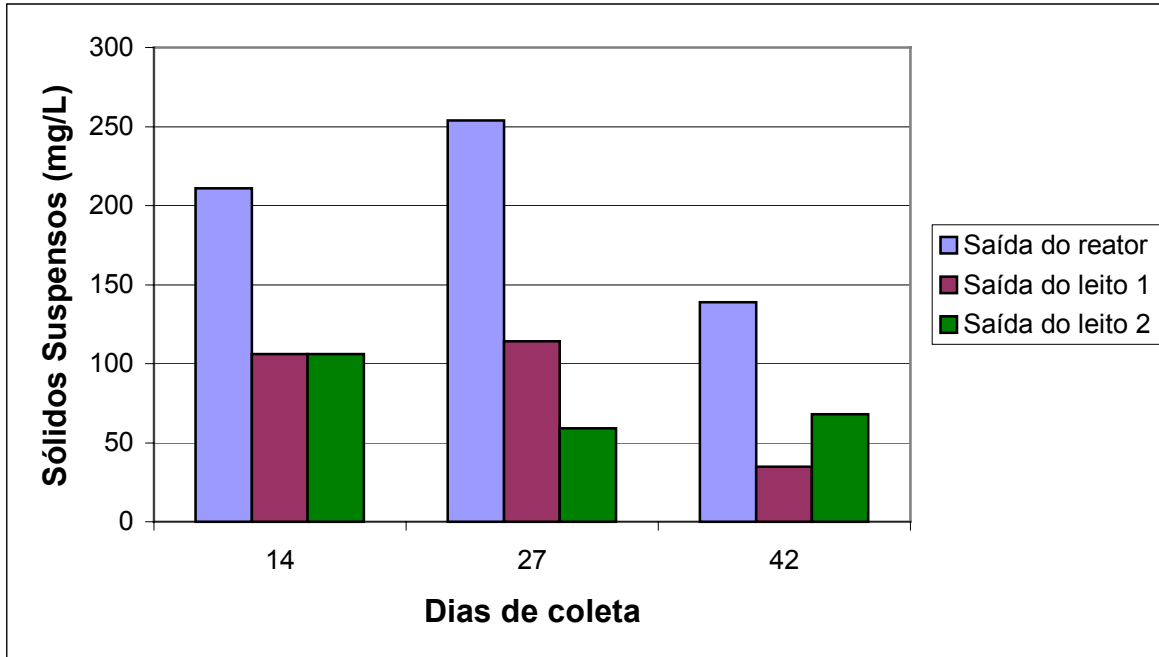


Figura 17. Concentração de Sólidos Suspensos do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.

No Quadro 6 (anexo) e Figura 17, foi possível constatar que a presença do segundo leito não foi eficiente na remoção de Sólidos Suspensos, sendo observado inclusive, valor negativo na terceira avaliação.

5.3.2.3. Remoção de Fósforo

Os Quadros 7, 8 e 9 (anexo), demonstram que não houve remoção do Fósforo nas formas de P, P₂O₅ e PO₄, e sim um acréscimo das referidas formas nos leitos cultivados.

5.3.2.4. Remoção de Sólidos Sedimentáveis

Os resultados de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, encontram-se registrados no Quadro 10. Conforme é possível observar, houve a remoção de 100% dos Sólidos Sedimentáveis para o TDH de 12,54 dias.

Quadro 10. Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) do efluente do reator anaeróbio e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.

Período	Sólidos Sedimentáveis (mL/L)					
	27/12/00 6 dias	03/01/01 13 dias	10/01/01 20 dias	17/01/01 27 dias	24/01/02 34 dias	31/01/01 41 dias
Saída do reator	3	2	0,1	0,08	0,1	0,5
Saída do leito 1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Saída do leito 2	0	0	0	0	0	0

5.3.2.5. pH

Conforme é possível observar no Quadro 11 (anexo) e Figura 18, o pH dos efluentes leitos cultivados mantiveram-se na faixa entre 7,04 e 7,40, podendo-se observar ainda que o valores observados do efluente do reator, encontram-se abaixo dos constatados nos leitos.

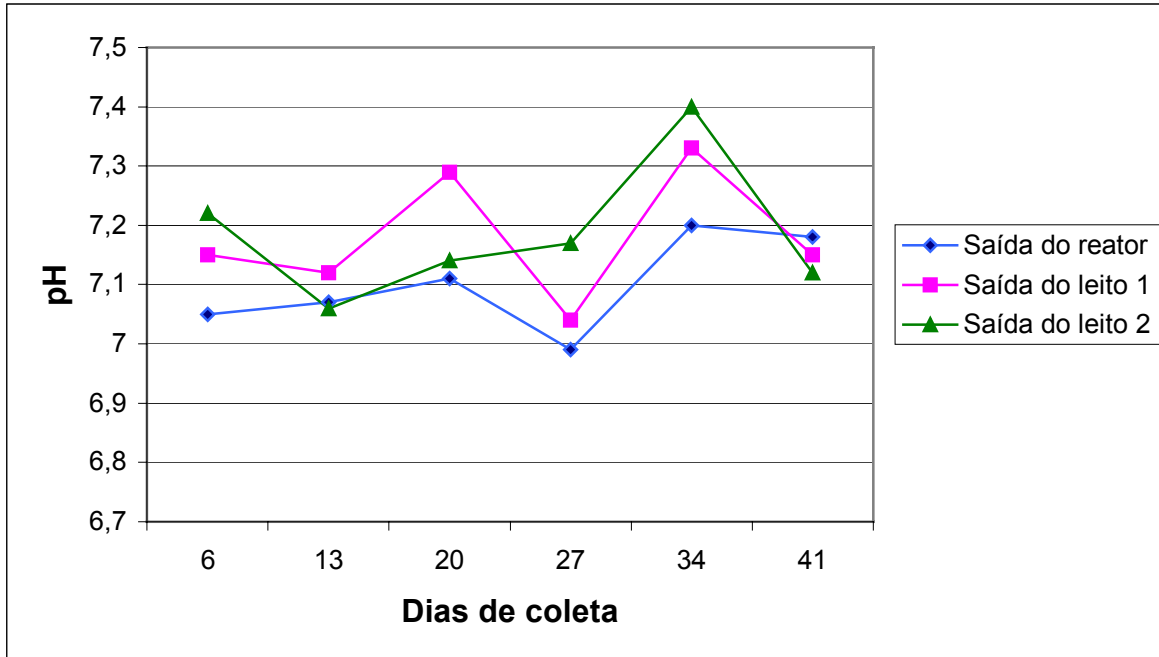


Figura 18. Valores de pH dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados no período compreendido entre os dias 22/12/00 à 02/02/01.

5.4. Avaliação dos leitos cultivados

A realização do experimento visando o tratamento do efluente do reator anaeróbio compartimentado através dos leitos cultivados ocorreu entre os dias 26/03/2001 à 15/05/2001, com vazão de 24L/h, ou seja, um TDH de 6,27 (nos leitos cultivados) dias, por um período de 50 dias (8 semanas).

Nesta fase, analisou-se a eficiência do sistema na remoção da DQO, Sólidos Suspensos, Nitrogênio (nas formas de NTK, NO_3 e NH_3), Fósforo (nas formas de P, P_2O_5 e PO_4) e de Sólidos Sedimentáveis, bem como o comportamento do pH, no período anteriormente mencionado.

5.4.1. Desempenho dos leitos cultivados para o TDH de 6,27 dias

5.4.1.1. Remoção da Demanda Química de Oxigênio

O Quadro 12 (anexo) e Figura 19 ilustram a remoção da DQO nos leitos cultivados durante o tratamento, que variou de 31,87% a 51,83%, verificando-se remoção média de 41,18%. Comparando-se este valor com os obtidos por URBANC-BERNIC & BULC (1995) que foi de 94,4% em média de redução, MANSOR (1998) 82,7% de remoção média, PHILIPPI et al. (1998) cujo desempenho médio do leito cultivado foi de 71% de remoção da DQO e por SOUZA & BERNARDES (1996) que obtiveram redução média de 63% da DQO, pode-se constatar que o desempenho ficou abaixo destas referências. LIMA (1998) operou um sistema conjugado (reator anaeróbico compartimentado e leitos cultivados) obtendo reduções na faixa de 10 a 40% de DQO para o sistema em conjunto, resultados estes inferiores aos obtidos pelo sistema estudado. É importante salientar, que os referidos autores realizaram seus trabalhos, tratando esgoto doméstico, e que o baixo desempenho dos leitos cultivados aqui estudado pode ser decorrente do fato das macrófitas estarem submetidas a teores bastante elevados de produtos nitrogenados (nitrogênio total, nitrato e amônia), o que provavelmente resultou em fitotoxidez da planta, causando a necrose da arquitetura foliar, o que pode ter contribuído para uma diminuição na eficiência da remoção da DQO.

No teste prévio de monitoramento dos leitos cultivados, utilizando-se o mesmo TDH, obteve-se percentagem média de remoção de aproximadamente 53,06%, ou seja, um pouco acima da média obtida na fase em análise, que foi de 41,18%.

Conforme é possível observar no Quadro 12 (anexo), a remoção da DQO no leito 1 variou de 18,18% a 38,95%, sendo que na 4ª avaliação pode-se constatar que a remoção foi negativa. A mesma Tabela demonstra que no leito 2, a remoção da DQO variou de 13,60% a 52,54%, encontrando-se valor médio de 24,90%. Os baixos valores encontrados apontaram para a necessidade do segundo

leito para melhorar a eficiência na remoção da DQO, que em conjunto proporcionaram uma remoção média de 41,18%.

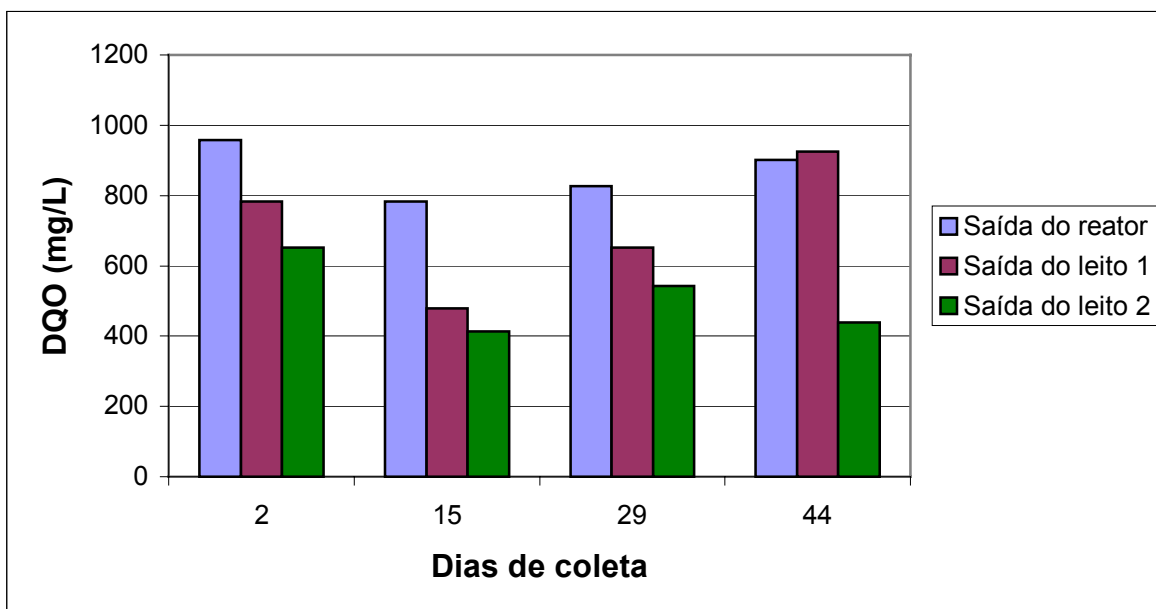


Figura 19. Concentração da DQO (mg/L) do efluente do reator anaeróbico compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 23/03/01 à 09/05/01.

5.4.1.2. Remoção de Sólidos Suspensos

A remoção dos Sólidos Suspensos nos leitos cultivados é apresentada na Figura 20 e Quadro 13 (anexo). Os principais responsáveis pela remoção dos Sólidos Suspensos provavelmente foram o meio suporte (brita) e ação de bactérias aderidas ao referido meio. Observa-se que a remoção de sólidos variou de 10,55% a 67,87%, constatando-se uma remoção média de 43,92%, valor este pouco acima ao encontrado por PHILIPPI et al. (1998) que foi de 40%, e abaixo dos valores obtidos por MANSOR (1998) cuja média de redução foi de 95,95%, e por VALENTIM (1999) que obteve em média 97,26% de remoção de Sólidos Suspensos. Estes baixos valores, provavelmente são decorrentes da pouca atuação das bactérias presentes nos leitos, uma vez que as macrófitas encontravam-se debilitadas pela fitotoxidez, o

que pode ter prejudicado a relação simbiótica destes organismos com o sistema radicular da referida planta. Deve levar ainda em consideração que a eficiência pode ter sido prejudicada pela formação de material particulado gerado pelos fragmentos e detritos por decaimento e morte das plantas debilitadas (KADLEC & KNIGHT, 1996).

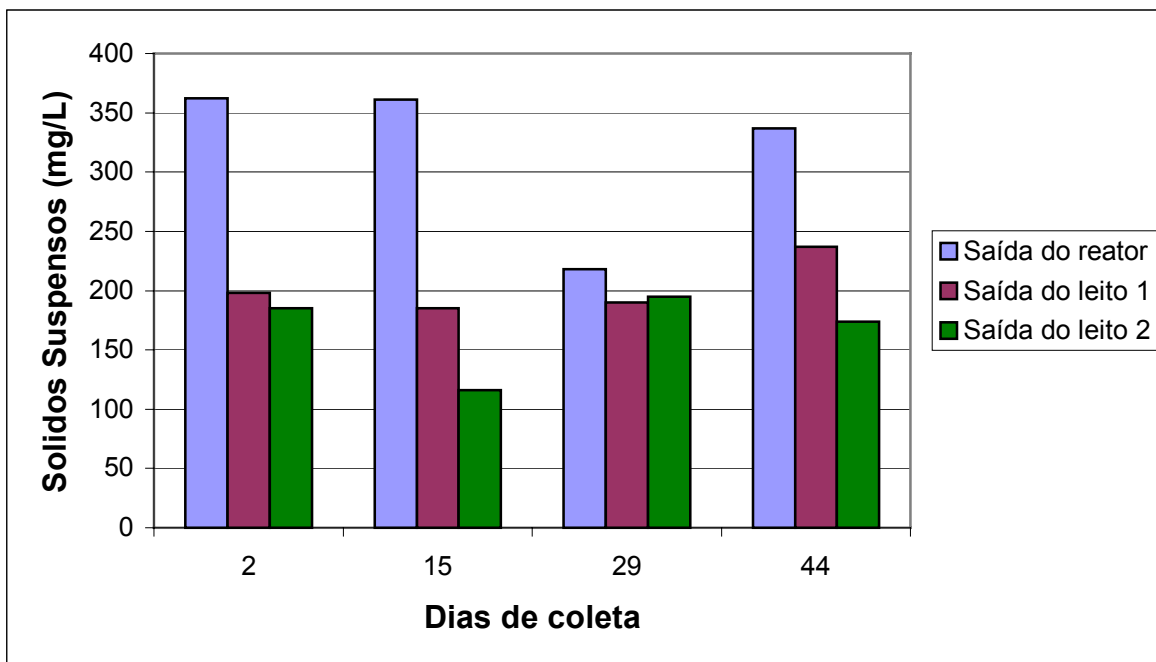


Figura 20. Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01, utilizando-se a vazão de 24L/h.

Conforme é possível observar no Quadro 13 (anexo), a remoção de Sólidos Suspensos no leito 1 variou de 12,84% a 48,75%, sendo observado valor médio de 34,14% para a remoção de Sólidos Suspensos no referido leito. Na mesma tabela é demonstrado que a remoção de Sólidos Suspensos entre o leito 1 e o leito 2 variou de 06,57% a 37,30%, encontrando-se valor negativo. Os baixos valores encontrados no segundo leito, em relação ao primeiro, provavelmente são decorrentes do material particulado em decomposição, uma vez que o referido leito apresentava maior quantidade de massa verde, que progressivamente era atingida pela fitotoxidez. De uma forma geral os resultados apontam para a necessidade do

segundo leito para melhorar a eficiência na remoção de Sólidos Suspensos, que em conjunto proporcionaram remoção média de 43,92%.

Quando o sistema operou com o TDH de 12,54 dias, a remoção média de Sólidos Suspensos foi de 59,20%, ligeiramente superior ao valor obtido nesta fase, ou seja, 43,92% de remoção média.

5.4.1.3. Remoção de Nitrogênio

Conforme é possível observar nos Quadros 14, 15 e 16 (anexo), os valores de Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrato e Nitrogênio Amoniacal são bastante elevados, e por sua vez, as remoções não foram expressivas.

As plantas superiores são capazes de absorver o nitrogênio de diferentes formas (N_2 caso das leguminosas e outras espécies), aminoácidos, uréia, NH_4^+ (amônia ionizada) e, predominantemente nas condições naturais como NO_3^- (MALAVOLTA, 1980). Assim sendo, a planta praticamente não absorve nitrogênio na forma de amônia (NH_3). Nos alagados a amônia não ionizada pode ser prontamente oxidada, ocorrendo o processo de nitrificação devido à difusão do oxigênio atmosférico para a subsuperfície (rizosfera).

Evidências de acumulação de nitrogênio em solos alagados, sob baixas tensões de oxigênio, podem não ser devidas somente aos aumentos através da fixação biológica, mas também às baixas perdas do elemento por lixiviação e desnitrificação (RUSCHEL & PONTES, 1992).

Teores altos de nitrogênio nas formas Amoniacal e Nítrica, aumentam a concentração de sais, promovendo um acréscimo de potencial osmótico nos leitos cultivados, o que desfavorece a absorção de água, podendo promover à uma desidratação da planta. Tal afirmação permite atribuir a necrose foliar observada no leito de número 2 (TEIXEIRA, 2001).

A amônia é tóxica às células, uma vez que ela reage como intermediário no ciclo de Krebs (ácido α cetoglutarico), formando um aminoácido (ácido glutâmico) interrompendo o ciclo em questão (LEHNINGER, 1990).

Assim sendo, a fitotoxidez observada nas plantas, pode ser explicada provavelmente pelo aumento do potencial osmótico nos leitos, bem como pelas altas concentrações de nitrogênio amoniacal.

Segundo MALAVOLTA (1979), o nitrogênio quando fornecido de modo desequilibrado em relação a outros elementos pode predispor as plantas ao ataque de doenças, o que pode explicar a incidência da doença de origem fúngica causada por *Colletotrichum sp.*, que causou a necroses observada nas folhas.

Convém salientar ainda que de acordo com as faixas de pH obtidas nos leitos cultivados, é provável que possa ter ocorrido tanto a nitrificação como a desnitrificação.

As bactérias nitrificantes atuam de forma eficaz em pH acima de 7,2, podendo ocorrer em ambientes com baixas concentrações de oxigênio (MALAVOLTA, 1976; KADLEC & KNIGHT, 1996), condição esta que pode ocorrer nos leitos cultivados pela transferência de oxigênio dos aerênquimas (folhas) para o sistema radicular.

Por outro lado, as condições anóxicas do meio combinada com o pH entre 6,5 e 7,5, pode favorecer a atuação das bactérias desnitrificantes.

a) Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl

Na Figura 21 e Quadro 14 (anexo), encontram-se registrados os resultados do Nitrogênio Total Kjeldahl do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados. A remoção de nitrogênio nos leitos cultivados variou de 9,09% a 71,43%, encontrando-se um valor médio de 34,53%.

Em sistemas semelhantes, SOUZA & BERNARDES (1996) obtiveram remoção média de NTK de 53,4%, MANSOR (1998) obteve 54,86% e VALENTIM (1999) de 47,50% de NTK. Assim sendo, o sistema ora avaliado, apresentou valor médio inferior aos dos referidos autores. Por outro lado, comparando-se os resultados obtidos por LIMA (1998), cujo sistema conjugado (reator anaeróbio

compartimentado e leitos cultivados) apresentou remoção de 21,05% de NTK, com o obtido no trabalho em questão (36,98%), verificou-se remoção superior, apesar dos problemas apresentados pelas macrófitas. Deve-se salientar que os trabalhos anteriormente mencionados utilizaram como afluente o esgoto doméstico, cujos níveis de Nitrogênio Total Kjeldahl são inferiores aos valores encontrados nas águas residuárias de suinocultura.

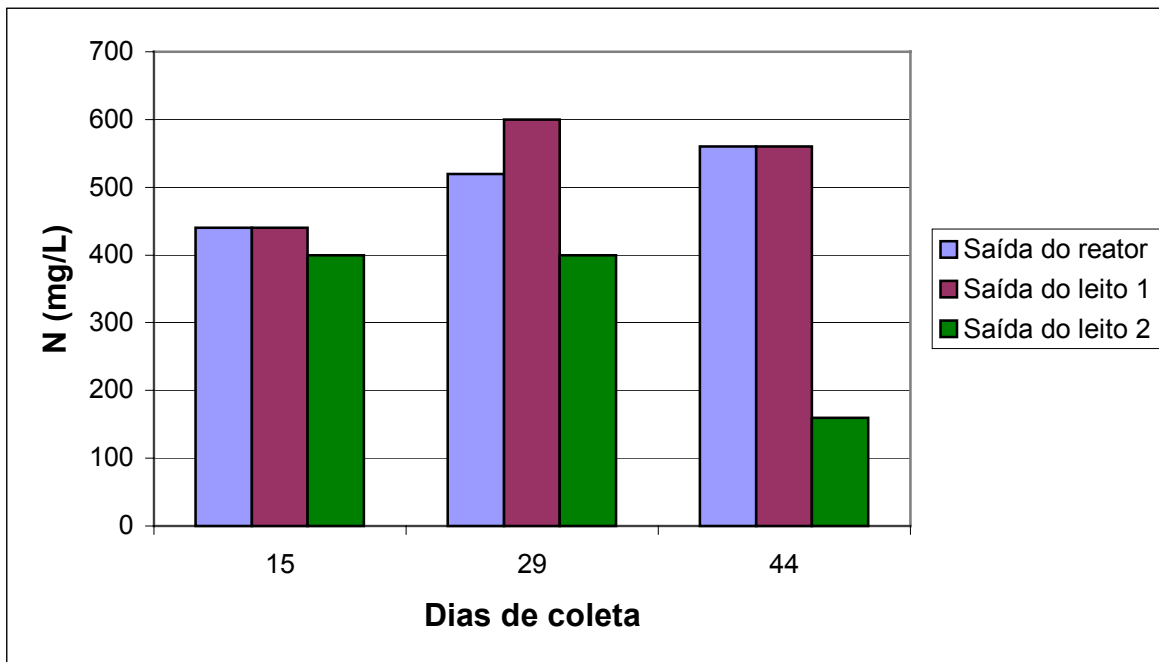


Figura 21. Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) do efluente do reator anaeróbico compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/01 à 15/05/01.

Conforme é possível observar no Quadro 14 (anexo) a remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl ocorreu apenas no segundo leito, o que indica a sua importância no sistema no que se refere à absorção de nitrogênio. Esta baixa eficiência pode ser explicada pelo menor número de plantas presentes no leito cultivado de número 1, bem como a reduzida arquitetura foliar que não ultrapassava os 50 cm, uma vez que as plantas desenvolviam sintomas de fitotoxidez nas folhas, as quais eram substituídas por um número reduzido de novas brotações.

b) Remoção de Nitrogênio na Forma de Nitrato

A Figura 22 e o Quadro 15 (anexo) registram o comportamento do Nitrogênio na forma de Nitrato (NO_3) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e nos leitos cultivados. Como é possível observar a remoção desta forma de nitrogênio variou de 12,00% a 69,84%, encontrando-se valor médio de aproximadamente 37,71%.

Os baixos níveis de remoção de nitrato observadas nas primeiras avaliações, bem como a remoção de 69,84% verificada na terceira avaliação, pode ser explicada de forma semelhante ao item anterior (Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl).

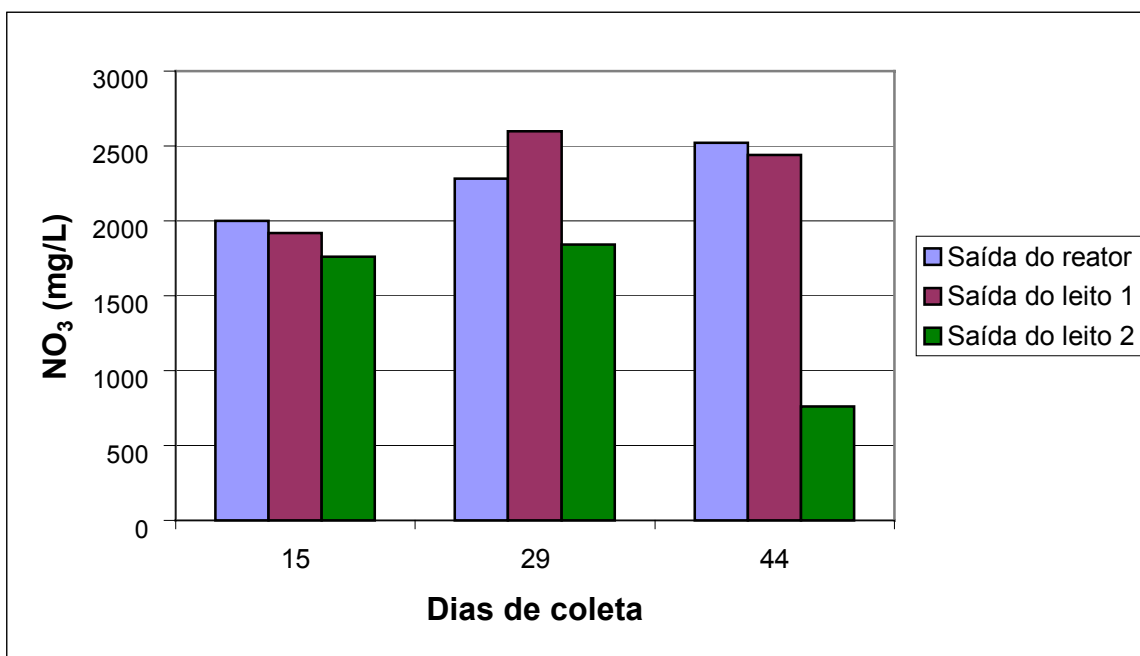


Figura 22. Concentração do Nitrogênio na forma de Nitrato (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com a vazão de 24 L/h.

Em sistema semelhante VALENTIM (1999) obteve redução média de 62,25%. Assim sendo, o sistema ora avaliado, apresentou valor médio inferior ao do

referido autor, contudo, deve-se salientar que o trabalho anteriormente mencionado, utilizou como afluente esgoto doméstico, cujos níveis de nitrato são inferiores aos valores encontrados nas águas residuárias de suinocultura.

No Quadro 15 (anexo), pode-se observar que a remoção de Nitrato ocorreu de forma eficiente apenas no segundo leito, o que indica a sua importância no sistema no que se refere à absorção de nitrogênio. Esta baixa eficiência também pode ser explicada de acordo com as informações descritas no item anterior (Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl).

c) Remoção do Nitrogênio na Forma Amoniacal

Na Figura 23 e Quadro 16 (anexo) encontram-se as concentrações de Nitrogênio na forma Amoniacal (NH_3) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados. A remoção de Nitrogênio Amoniacal nos leitos cultivados variou de 14,29% a 70,59%, encontrando-se valor médio de aproximadamente 36,63%.

O comportamento do nitrogênio quanto aos baixos níveis de remoção na primeira e segunda, deve-se provavelmente ao fato da planta estar debilitada face à fitotoxicidade decorrente do excesso do próprio nitrogênio amoniacal na forma de NH_3 bem como pelas outras formas de nitrogênio. Por sua vez, pode-se constatar que na terceira avaliação, houve remoção de 70,59% do nitrogênio amoniacal, este aumento provavelmente foi decorrente da maior atuação das plantas que se encontravam em fase inicial de crescimento, e, que apresentavam uma maior difusão de oxigênio por não estarem debilitadas pela fitotoxicidade.

Em sistema semelhante VALENTIM (1999) obteve redução média de 47,50%. Assim sendo, o sistema ora avaliado, apresentou valor médio inferior (36,63%) ao do referido autor. Comparando-se o resultado obtido por LIMA (1998), cujo sistema conjugado (reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados) apresentou remoção de 3,23% para o nitrogênio amoniacal, com os obtidos no trabalho em questão (37,51%), observa-se que houve um desempenho superior dos

leitões cultivados do estudo em questão. Deve-se salientar ainda que os autores anteriormente citados operaram o sistema com esgoto domésticos, cujos níveis de nitrogênio amoniacal são inferiores aos valores encontrados nas águas residuárias de suinocultura.

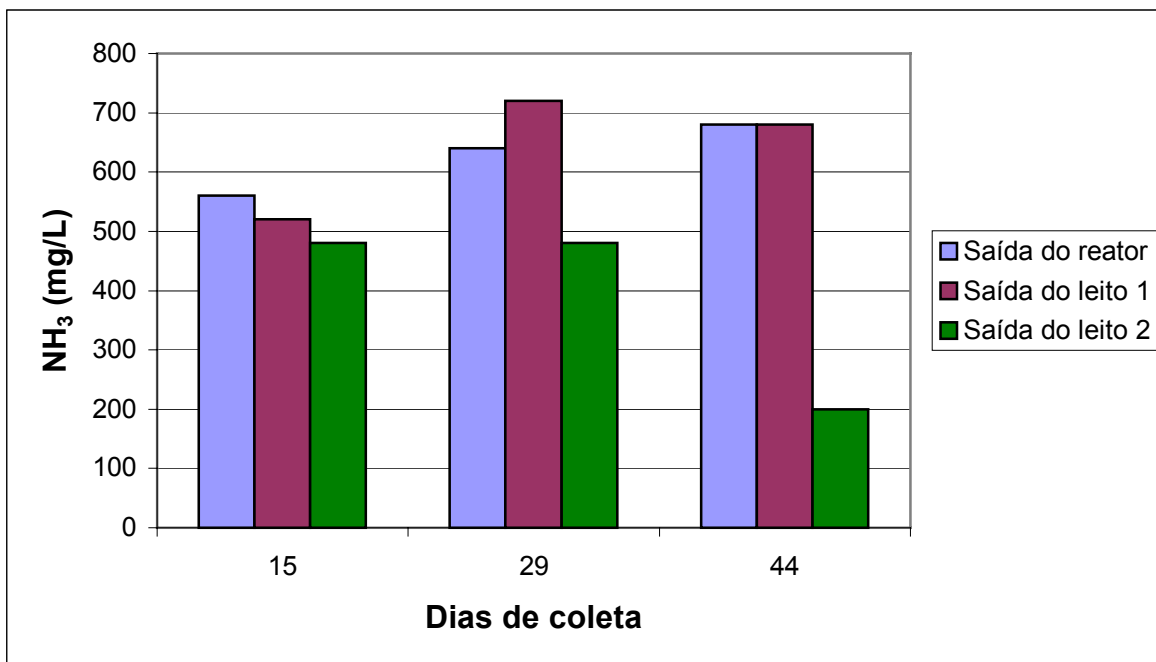


Figura 23. Concentração de Nitrogênio Amoniacal (mg/L) do efluente do reator anaeróbico compartimentado e dos efluentes dos leitões cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.

Conforme é possível observar no Quadro 16, a remoção do Nitrogênio Amoniacal somente é expressiva no leito cultivado de número 2, evidenciando assim a necessidade da presença do mesmo.

5.3.2.4. Remoção de Fósforo

A remoção de Fósforo (P , P_2O_5 e PO_4) nos leitões cultivados foi baixa, conforme pode ser observado nos Quadros (anexo) 17, 18 e 19, bem como visualizadas nas Figuras 24, 25 e 26.

Esta baixa eficiência na remoção das já mencionadas formas de Fósforo, provavelmente, foram decorrentes da fitotoxidez das macrófitas, bem como resultou dos processos de decomposição (KADLEC & KNIGHT, 1996), processo este decorrente da morte das folhas e das raízes das plantas, que incorporam fósforo ao meio. Constatou-se inclusive a elevação dos teores de fósforo no segundo leito, uma vez que apresentava maior número de plantas, a quais se apresentavam com sua arquitetura foliar mais desenvolvida.

Comparando-se a remoção média de fósforo total obtidas por MANSOR (1998) que foi de 73,24%, por SOUZA & BERNARDES (1996) que obtiveram eficiência média de remoção de Fósforo Total de 40%, e por VALENTIM (1999) em torno de 25,38%, pode-se observar que a remoção obtida no presente experimento foi baixa.

a) Remoção Fósforo Total na Forma de P

O Quadro 17 (anexo) e a Figura 24 registram o comportamento do fósforo total na forma de P do afluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes nos leitos cultivados. Como é possível observar, praticamente não houve remoção de fósforo nas avaliações, exceto na segunda que foi de 14,78%. As macrófitas encontravam-se debilitadas face à fitotoxidez, o que certamente prejudicou a redução da concentração de fósforo, além de que a decomposição das folhas e raízes podem ter contribuído para a baixa eficiência do sistema num todo.

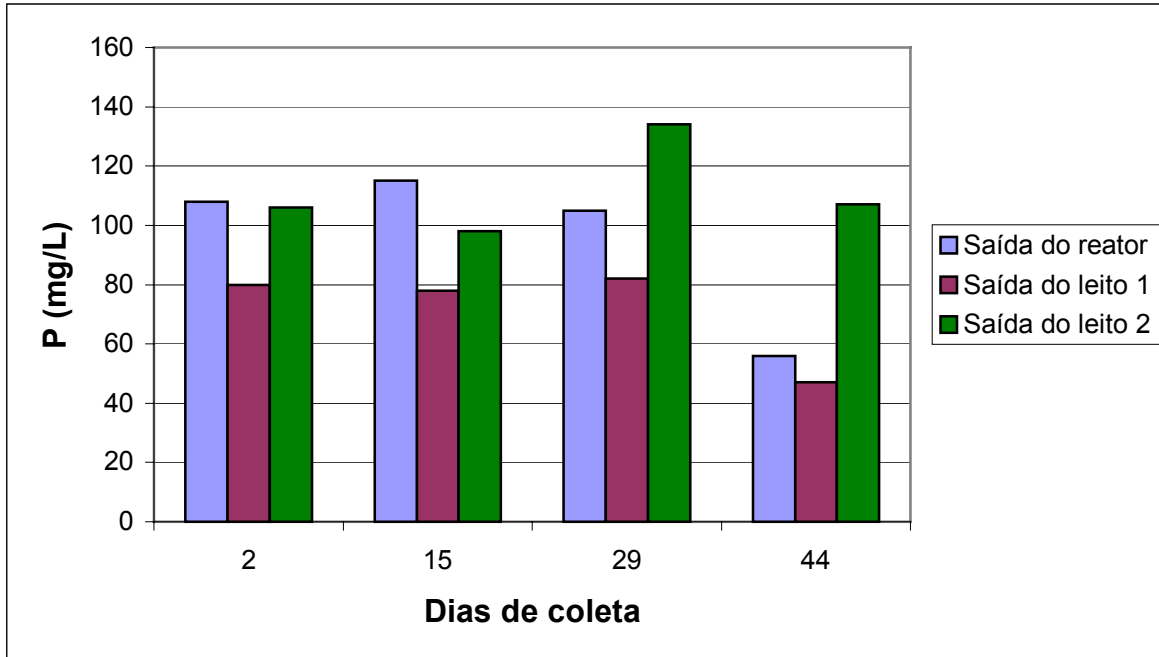


Figura 24. Concentração de Fósforo na forma de P (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.

Conforme é possível observar na Tabela 17 (anexo), a remoção de Fósforo Total na forma de P no leito cultivado de número 1, variou de 16,07% a 32,17%, obtendo-se valor médio de 24,02% para remoção média do fósforo na forma de P. Por outro lado, a mesma Tabela, demonstra que houve apenas a elevação dos valores de concentração de fósforo, indicando ser ineficiente o segundo leito no que se refere à remoção desta forma de fósforo.

b) Remoção de Fósforo na Forma de P_2O_5

O Quadro 18 (anexo) e a Figura 25 registram o comportamento do Fósforo na forma de P_2O_5 no efluente do reator anaeróbio compartimentado e nos efluentes dos leitos cultivados. Como é possível observar, praticamente não houve remoção de fósforo nas avaliações, exceto na segunda avaliação que foi de 14,02%.

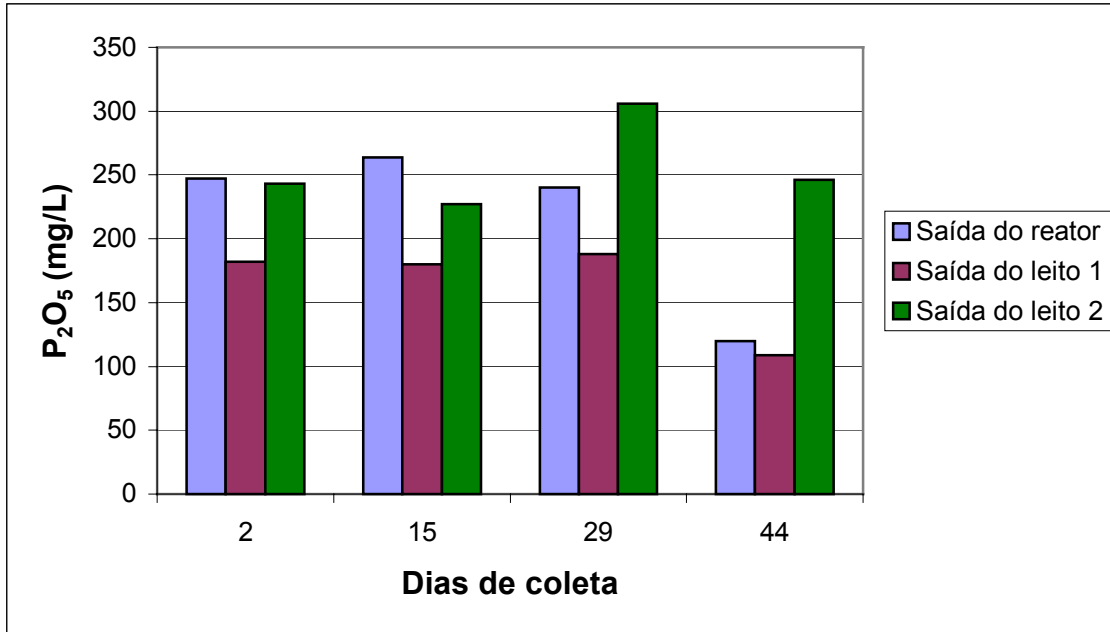


Figura 25. Concentração de Fósforo na forma de P_2O_5 (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.

Conforme é possível observar no Quadro 18 (anexo), a remoção de fósforo na forma de P_2O_5 no leito cultivado de número 1, variou de 9,17% a 31,82%, obtendo-se valor médio de 22,25% para remoção média do fósforo na forma de P_2O_5 . Por outro lado, a mesma Tabela, revela a ocorrência da elevação das concentrações de fósforo no segundo leito, indicando ser ineficiente no que se refere a remoção desta forma de fósforo.

c) Remoção de Fósforo na Forma de PO_4

O Quadro 19 (anexo) e a Figura 26 registram o comportamento do fósforo na forma de PO_4 no efluente do reator anaeróbio compartimentado e nos efluentes dos leitos cultivados. Praticamente não houve remoção desta forma de fósforo nas avaliações, exceto na segunda avaliação que foi de 14,16%.

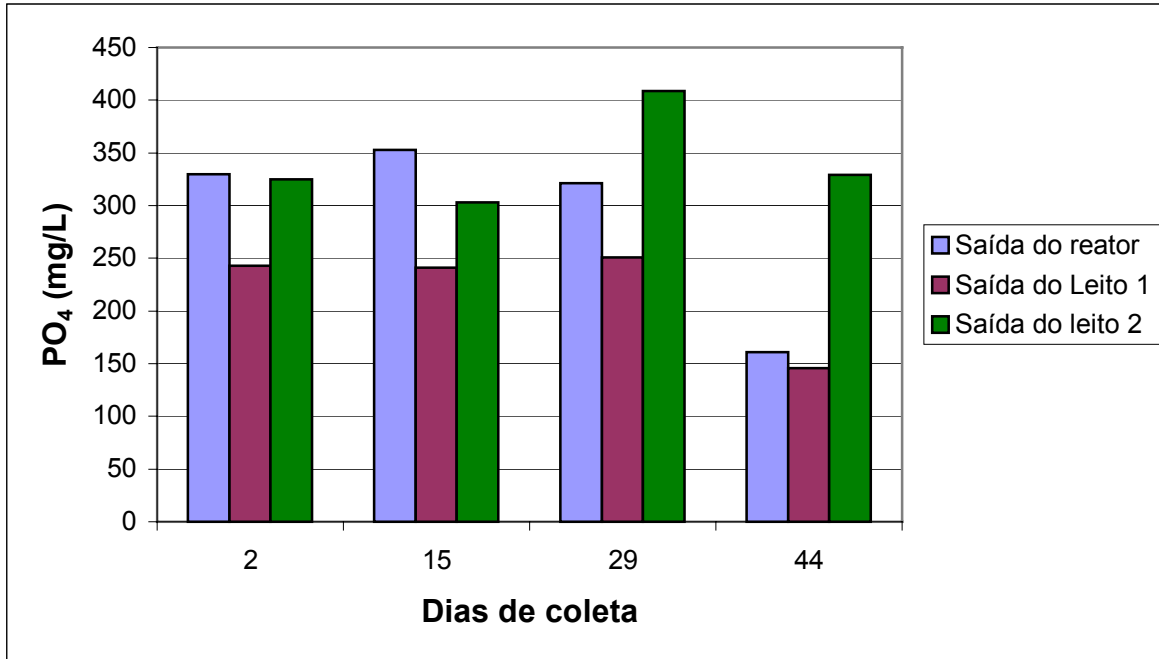


Figura 26. Concentração de Fósforo na forma de PO_4 (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.

O Quadro 19 (anexo) mostra que a remoção da concentração de Fósforo na forma de PO_4 no leito cultivado de número 1, variou de 9,32% a 31,73%, obtendo-se valor médio de 22,31% para remoção média do Fósforo na forma de PO_4 . Por outro lado, a mesma Tabela demonstra que no segundo leito ocorreu a elevação da concentração de fósforo, indicando ser ineficiente no que se refere a remoção desta forma de fósforo.

5.4.1.5. pH

O pH é um fator abiótico importante aos processos biológicos ocorridos nos leitos cultivados. A acidez ou a concentração de íons hidrogênio nas referidas unidades, afeta o equilíbrio das formas de ácidos e bases e controla a solubilidade de muitos gases e sólidos presentes na solução (VON SPERLING, 1996a).

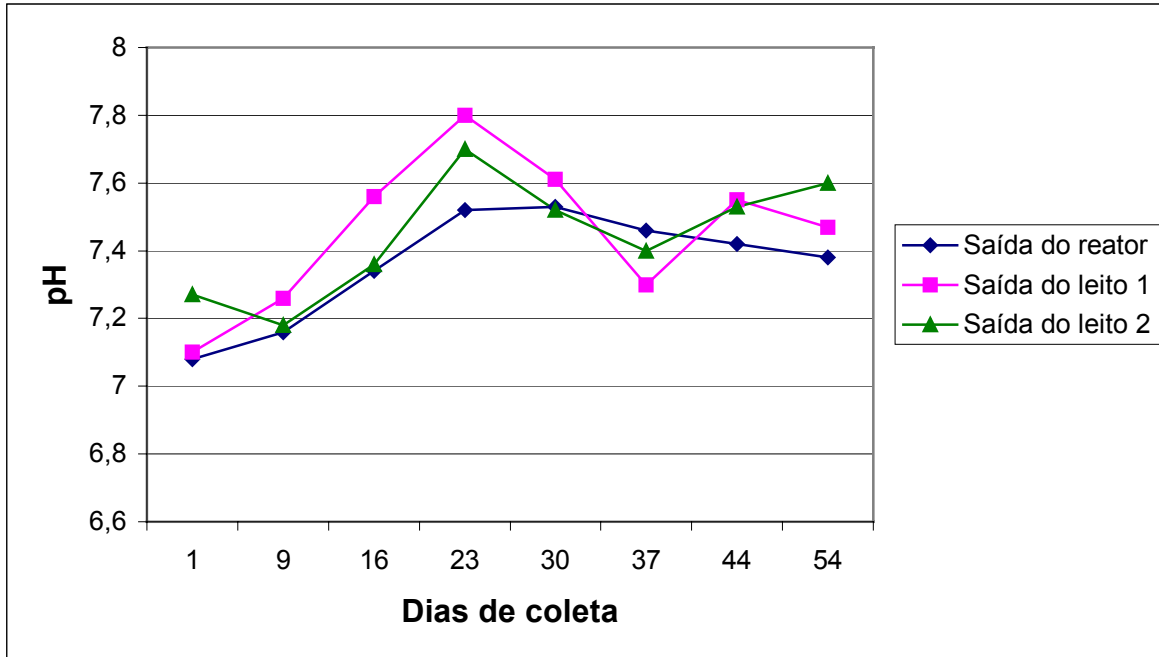


Figura 27. Valores do pH do efluente do reator anaeróbico compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados no período de 26/03/00 à 15/05/01 com vazão de 24 L/h.

A Figura 27 e o Quadro 20 (anexo) registram os valores de pH nos leitos cultivados. Conforme é possível observar, os valores mantiveram-se entre 7,10 e 7,80. O sistema comportou-se adequadamente provavelmente pelos seguintes fatores:

- de acordo com METCALF & EDDY (1991), muitas bactérias responsáveis pelo tratamento do resíduo líquido sobrevivem em pH entre 4,0 e 9,5;
- a faixa de pH verificada, provavelmente favoreceu a atuação de bactérias nitrificantes que são mais atuantes em pH acima de 7,2, bem como é provável que favoreceu a desnitrificação, uma vez que as bactérias responsáveis por esta reação se adaptam melhor quando o pH encontra-se entre 6,5 a 7,5 (METCALF & EDDY, 1991);
- os maiores valores de pH ocorrem no 23º dia de operação, indicando provavelmente uma maior concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3) nos leitos.

5.4.1.6. Remoção de Sólidos Sedimentáveis

Conforme era esperado, a remoção de sólidos sedimentáveis nos leitos cultivados foi de 100%, cujos resultados pode ser visualizados no Quadro 21.

Quadro 21. Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) dos efluentes do reator anaeróbio e dos leitos cultivados, no período de 26/03/01 à 15/05/01.

Período	Sólidos Sedimentáveis (mL/L)							
	26/03/01 1 dia	03/04/01 9 dias	10/04/01 16 dias	17/04/01 23 dias	24/04/01 30 dias	01/05/01 37 dias	08/05/01 44 dias	15/05/01 54 dias
Saída do reator	0,80	0,01	1,40	1,60	0,05	0,15	0,20	0,10
Saída do leito 1	0,20	0,50	0,01	0,20	0,02	0,05	0,05	0,10
Saída do leito 2	0	0	0	0	0	0	0	0

6. CONCLUSÕES

Após a realização do experimento em questão, e diante dos resultados obtidos, é lícito formular e apresentar as seguintes conclusões quanto ao uso dos leitos cultivados no tratamento de efluentes de reator anaeróbio compartimentado:

1. As altas concentrações de fósforo total, nitrogênio total, nitrato e principalmente do nitrogênio na forma amoniacal verificadas no resíduo de suinocultura, inviabilizam o uso de leitos de macrófitas utilizando-se a *Typha ssp.*, pelo fato das plantas não resistirem ao excesso de nutrientes. Deve-se salientar ainda que este problema pode ocorrer quando se pretende empregar a referida água residuária para a irrigação, o que pode inviabilizar tal procedimento;
2. As porcentagens de remoção de DQO nos leitos cultivados foram baixas quando comparadas com valores obtidos por outros autores, contudo, deve-se referenciar que as remoções deste parâmetro foram expressivas quando se toma o tratamento como um todo, ou seja, o sistema reator anaeróbio compartimentado seguido dos leitos cultivados;
3. O aumento de TDH de 6,27 dias para 12,54 dias foi irrelevante no que se refere às porcentagens de remoção da DQO;
4. Ainda com relação à remoção da DQO, pode-se concluir que a instalação de leitos cultivados em série melhoram a eficiência da redução do referido parâmetro;

5. A remoção de Sólidos Suspensos foi baixa quando comparada com trabalhos realizados por outros autores;
6. Os resultados obtidos indicam que a instalação do segundo leito de macrófitas operando em série melhorou o desempenho dos sistemas na remoção de Sólidos Suspensos;
7. Para os Sólidos Suspensos, o aumento no TDH de 6,27 para 12,54 dias, propiciou elevação na eficiência dos leitos cultivados;
8. Durante o período de experimentação os valores de pH mantiveram-se entre 6,85 a 7,80, mantendo-se nos níveis ideais para as bactérias responsáveis pelo tratamento da água residuária;
9. Os leitos cultivados demonstraram boa eficiência na remoção dos Sólidos Sedimentáveis remanescentes do tratamento realizado no reator anaeróbio compartimentado;
10. No que se refere à remoção de Fósforo Total, Nitrogênio Total, Nitrato e Nitrogênio Amônia, o sistema foi pouco eficiente, contudo, deve-se salientar a importância do segundo leito que proporcionou a remoção dos compostos nitrogenados presentes na água residuária.

7. SUGESTÕES PARA A CONTINUIDADE DO ESTUDO

Ao final sugere-se os seguintes estudos a serem desenvolvidos a partir dos resultados obtidos neste trabalho:

1. Utilizar outras espécies de macrófitas aquáticas mais resistentes às altas concentrações de fósforo e nitrogênio observadas nas águas residuárias de suinocultura;
2. Testar a eficiência de sistema de aeração a fim de minimizar o efeito tóxico do nitrogênio amoniacal;
3. Uso do efluente dos leitos cultivados para irrigação de culturas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMABIS, J. M., MARTHO, G. R.; MIZUGUCHI, Y. **Biologia – Os seres vivos**. 2ª ed. São Paulo: Editora Moderna Ltda, 1979. v. 2, Cap. 9: Classe Angiospermae. p. 138-207.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19ª edição, Washington D.C., American Public Health Association, 1995.

ARMSTRONG, N; ARMSTRONG, J; BECKETT, P. M. Measurements and modeling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. **Constructed wetlands in water pollution control** (Adv. Wat. Pollut. Control nº 11) Pergamon Press, Oxford/UK, 1990. p. 41-51.

BACHMANN, A.; BERAD, V. L.; McCARTY, P. L. Comparison of fixed-film reactors with a modified sludge blanket reactor. In INTERNATIONAL CONFERENCE ON FIXED-FILM ECOLOGICAL PROCESS, 1, 1982, Kings Island/Ohio. **Anais...** Kings Island/Ohio. Engineers, US. Department of the Army, April 1982. v. 2, p. 20-23.

BACHMANN, A.; BERAD, V. L.; McCARTY, P. L. Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor. **Water Research**, Great Britain, v. 19, nº 1, p. 99-106., 1985.

BARROS, W.; CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por reator anaeróbio compartimentado. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 23, 1992, La Habana/Cuba. **Anais...** Habana/Cuba, 1992. p. 297-307.

BOOPATHY, R.; LARSEN, V. F.; SENIOR, E. Performance of the anaerobic baffled reactor (ABR) in treating distillery waste water from a scotch whisky factory. **Biomass**, v. 16, p. 133-143. 1988.

BRANCO, S. M. **Poluição – A morte de nossos rios**. São Paulo: Editora ao Livro Técnico, Manole Ltda, 1972. 115 p.

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rizhosphere of wetland plants – the root zone method. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 19, p. 107-118. 1987.

BRIX, H. Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates. In: MOSHIRI, G. A., (Ed) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. p. 391-398.

BRIX, H. Function of macrophytes in wetlands. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ. v. 29, n.º 4, p. 71-78, 1994.

COOPER, P. F. The use of bed systems to treat domestic sewage: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In MOSHIRI, G. A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. p. 203-217.

FAIR, G., M., GEYER, J. C.; OKUN, D. A. **Ingeniería sanitaria y de aguas residuales**. 1 ed. México: Editorial Limusa-Wiley, S. A., 1971. Cap. 19: Calidad de las aguas – objetivos. p. 14-29.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO DE TRATAMIENTO AANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3, 1994, Montevideo. **Proceedings...** Montevideo: Graphis Ltda. Juan C. Gomez, 1994, p. 97-110.

GUJER, W.; ZEHNDER, A.J.B. Conversion process in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**. Oxford, v. 15, n.º 8, p. 127-167, 1983.

GUNTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. A. Wetland vegetation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1, 1988, Chattanooga. **Anais...** Chattanooga, 1988, v. 1, n.º 5, p.73-88.

HABERL et al. Constructed wetlands in Europe. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v.32, n.º 3, p.305-315, 1995.

HACH Company. **Spectrophotometer Instrument Manual**. Loveland, Colorado, 1996.

HAMMER, D. A.; KNIGHT, R. L. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 29, n.º 4, p. 15-27, 1994.

HAMMER, D. A. **Creating freshwater wetlands**, Boca Raton: Lewis Publishers, 1997. Cap.1: Marshes, bogs, swamps, fens, tules, and bayons. p.1-22. Cap.3: Three important components: Water, soil, and vegetation. Cap.5: Wetlands: Functions and values. p.89-124. Appendix B: Common and scientific names. p.335-362.

HEGEMANN, W. Natural wastewater treatment systems in Germany – Constructed wetlands and lagoons. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, 1996, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, 1996. p.81-105.

HENZE, M.; HARRAMOËS, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactor. **Water Science and Technology**. Great Britain, IAWQ, v. 15, n.º 1, p. 12-16, 1983.

HUSSAR, G. J. **Apostila de aquacultura**. Espírito Santo do Pinhal: Faculdade de Agronomia e Zootecnia “Manuel Carlos Gonçalves”, Fundação Pinhalense de Ensino, 1998. Cap. 2: Limnologia. p. 5-25.

JELINEK, T. Collection, storage and transport os swine wastes. In: TAIGANIDES, E. P.. **Animal wastes**. Essex, England: Apllied Science, 1977, p. 165-174.

JOLY, A. B. **Botânica: Introdução à taxonomia vegetal**. São Paulo: Editora Nacional, 1979. p.715-720.

JUWARKAR, A. S. Domestic treatment through constructed wetland in India. **Water Science and Technology**. Great Britain IAWQ, v. 32, n.º 3, p.291-294, 1995.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L.. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996. Cap. 1: Introduction to Wetlands for Treatment, p. 3 – 18; Cap. 3: Natural Systems for Treatment, pp. 31-43.

KOZEN, E. A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejadas em forma líquida**. Belo Horizonte: UFMG, Tese (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, 1980, 56 p.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 1983. 32 p. (EMBRAPA-CNPISA, Circular Técnica, 6).

LAMBAIS, M. R. Poluição orgânica e seu controle. In: CARDOSO, E. J. B. N., TSAI, S. M. & NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo, 1992, p. 92-119.

LEHNINGER, A. L. **Princípios de bioquímica**. São Paulo: Editora Sarvier, 1990. Cap. 19: O ciclo da uréia. p. 387-389.

LEMA, J.M.; MÉNDEZ, R.; IZA, J. et al. Chemical reactor engineering concepts in design and operation of anaerobic treatment processes. **Water Science and Technology**. Oxford, v. 24, n.º 9, p. 79-86, 1991.

LIMA, A. S. **Análise de desempenho de reator anaeróbio (USB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico**. Brasília: FT, UNB, 1998. Tese (Mestrado) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, 1998.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil – terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Odessa: Editora Plantarum Ltda, 1981. p. 402.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1976, v. 1. Cap. 6: O nitrogênio. Cap. 7: O Fósforo. p. 203-289.

MALAVOLTA, E. **ABC da Adubação**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1979. Cap. 3: Adubos nitrogenados. p. 25-39.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1980. Cap. 6: Os elementos minerais. p. 114-140.

MANSOR, M.T.C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias.** Campinas: FEAGRI, UNICAMP, 1998, Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 1998, p. 106.

McCARTY, P.L. One hundred years of anaerobic treatment systems. In: International Symposium on Anaerobic Digestion, 2, 1981, Travemünde. **Proceedings...**Amsterdam: Elsevier Biomedical Press B.V., 1982, p. 3-22.

METCALF & EDDY **Wastewater engineering – treatment, disposal and reuse.** 3ª ed. New York: MacGraw Hill Inc, 3ª edição, 1991, 1334 p.

MITCHELL, D. S. et al. The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v.32, n.º 3, p.365-373, 1995.

NOUR, E. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado.** São Carlos: EESC, USP, 1996. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1996. 148 p.

OLIVEIRA, P. V. A. de, coord. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**, Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188 p.

PEIXOTO, R. T. G. **Compostagem: Opção para o manejo orgânico do solo.** Londrina: IAPAR, 1988. 48p. (IAPAR. Circular, 57).

PEREIRA, N. S., **Terra planeta poluído**, 1ª edição, Rio Grande do Sul: Editora Sagra, 1976, 170 p.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6, 1998, Águas de São Pedro.

POVINELLI, S. C. C. **Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário.** São Carlos: EESC, USP, 1994. Tese (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1994. 181 p.

POVINELLI, S. C. C. **Cinética e hidrodinâmica e biomassa em reator anaeróbio compartimentado alimentado com esgoto sanitário.** São Carlos: EESC, USP, 1999, Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 1999, 137 p.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment.** 2ª edição, McGraw-Hill, 1995. 434p.

ROSTON, D. M. Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico”. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 23, 1994, Campinas – SP. **Anais ...** Campinas, 1994, n.º 94-7-210.

RUSCHEL, A. P. & PONTES, M. C. F. Fixação biológica de nitrogênio por microorganismos assimbióticos. In: CARDOSO, E. J. B. N., TSAI, S. M. & NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo.** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992, p. 181-185.

SILVA, S. A. **Tratamento biológico de águas residuárias,** São Paulo: Edição CETESB e ABES, 1979, 50 p.

SILVA, A. C. C. Uma grande indústria silenciosa. **Bio – Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente**, Rio de Janeiro, ano XI, n.º 17, p. 5, Janeiro/Março 2001.

SOUBES, M. Microbiologia de la digestión anaeróbia. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO DE TRATAMIENTO AANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3, 1994, Montevideo. **Proceedings...** Montevideo: Graphis Ltda. Juan C. Gomez, 1994, p. 15-28.

SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós tratamentos de leitos cultivados. In: SIMPÓSIO ITALO-BRASILEIRO DE INGENIERÍA SANITÁRIA AMBIENTAL, 3, 1996, Gramado. **Anais...** 1996, v.1, nº 9. p. 50-54.

TEIXEIRA, N. T. **Comunicação pessoal**. Professora de Nutrição Mineral do Curso de Engenharia Agrônômica do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal – SP., 2001.

TROTTER, E. A.; THONSON, B.; COLEMAN, R. **Evaluation of a subsurface flow wetland processing sewage from the Sevilleta LTER field station**. Las Cruces: New Mexico Water Resources Research Institute, WRRRI Report nº. 287, 1994. 52 p.

TSAI, S. M.; & ROSSETO, R. Transformações microbianas do fósforo. In: CARDOSO, E. J. B. N., TSAI, S. M. & NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992, p. 231-242.

URBANC-BERCIC, O; BULC, T. Integrated constructed wetland for small communities. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 32, n.º 3, p. 41-47, 1995.

UNIDET STATES ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY. Cincinnati, OH. **Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment**, EPA/625/1-88/022, CERI, Cincinnati OH, 1988.

VALENTIN, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**, Campinas: FEAGRI, UNICAMP, 1998, Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas, 1999, 113 p.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 125 p.

VICTORIA, R. L.; PICCOLO, M. C.; VARGAS, A. A. T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. **Microbiologia do solo**. Campinas/SP, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 105-119.

VIEIRA, L. S.; VIEIRA, M. N. F. **Manual de morfologia e classificação de solos**. 2ª edição, São Paulo: Editora Ceres Ltda, 1983. Cap. 11: Unidades taxonômicas de solos. p.177-306.

VON SPERLIG, M.(a) **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª ed. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte, v. 1, 1996. 243p.

VON SPERLIG, M.(b) **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª ed. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte, v. 2, 1996. 243p.

VON SPERLIG, M. **Tratamento e destinação de efluentes líquidos da agroindústria**. Brasília: ABEAS; Viçosa: UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, 1998. 88 p.

WOLVERTON, B. C. "Aquatic plant / microbial filters for treating septic tank effluent". In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTERWATER TREATMENT, 1, 1988, Chattanooga - Tennessee – USA, **Anais...** Chattanooga, 1988. v. 1. n.º 5, pp.173-177.

WOOD, R. B. McTAMNEY, C. F. The use of macrophytes in bioremediation. **Biotechnology Advance.**, vol. 12, p.653-662, 1994.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Tecnology**, Great Britain, IAWQ, v. 32, n.º 3, p.21-29, 1995.

WOOD, R. B.; McTAMNEY, C. F. Constructed wetlands for wasterwater treatment : the use of laterite in the bed medium in phosphurus and heavy metal renoval, Kluwer Academic Plublishers. **Hidrobiologia**, v. 340, p.323-331, 1996.

WWW (World Wide Web) e FTP (File Transfer Protocol) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS, Disponível na Internet. <http://www.abcs.com.br/> 15 Julho 2001.

ANEXOS

Quadro 2. Concentração de DQO (mg/L) da água residuária bruta, dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados, no período de 26/10/2000 à 21/12/2000.

Período	DQO (mg/L)		
	23/11/2000 28 dias	07/12/2000 42 dias	21/12/2000 56 dias
Tanque de equalização	6804	4544	1805
Saída do reator	1361	370	587
Saída do leito 1	804	370	478
Saída do leito 2	609	109	391
% Remoção DQO*	80,00%	91,86%	67,48%
% Remoção DQO**	55,25%	70,54%	33,39%
% Remoção DQO***	40,92%	0	18,57%
% Remoção DQO****	24,25%	70,54 %	18,20%
% Remoção DQO*****	91,05%	97,60%	78,34%

* Remoção DQO – água residuária bruta e saída do reator.

** Remoção DQO – saída do reator e leitos cultivados.

*** Remoção DQO – saída do reator e leito 1.

**** Remoção DQO – saída do leito 1 e saída do leito 2.

***** Remoção DQO – ocorrida no sistema conjugado.

Quadro 4. Valores do pH do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/10/00 à 21/12/00.

Período	13/11/00 18 dias	20/11/00 25 dias	27/11/00 32 dias	04/12/00 39 dias	12/12/00 47 dias	20/12/00 55 dias
Saída do reator	7,00	6,95	6,95	6,80	7,00	6,95
Saída do leito 1	7,16	7,25	7,05	6,96	7,15	7,15
Saída do leito 2	7,22	7,21	7,03	6,85	7,06	7,11

Quadro 5. Concentração de DQO (mg/L) da água residuária bruta, dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados, no período de 22/12/2000 à 02/02/2001.

Período	DQO (mg/L)		
	04/01/01 14 dias	17/01/01 27 dias	01/02/01 42 dias
Tanque de Equalização	3147	3283	2652
Saída do reator	674	543	543
Saída do leito 1	370	413	300
Saída do leito 2	326	391	280
% Remoção DQO*	78,58%	83,46%	79,53%
% Remoção DQO**	51,63%	27,99%	48,44%
% Remoção DQO***	45,10%	23,94%	44,75%
% Remoção DQO****	11,89%	5,33%	06,66%
% Remoção DQO*****	89,64%	88,09%	89,44%

* Remoção DQO – água residuária bruta e saída do reator.

** Remoção DQO – saída do reator e leitos cultivados.

*** Remoção DQO – saída do reator e leito 1.

**** Remoção DQO – saída do leito 1 e saída do leito 2.

***** Remoção DQO – ocorrida no sistema conjugado.

Quadro 6. Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.

Período	Sólidos Suspensos (mg/L)		
	04/01/01 14 dias	17/01/01 27 dias	01/02/01 42 dias
Saída do reator	211	254	139
Saída do leito 1	106	114	35
Saída do leito 2	106	59	68
% Remoção SS*	49,76%	76,77%	51,08%
% Remoção SS**	49,76%	55,12%	74,82%
% Remoção SS***	-	48,25%	-

* Remoção SS – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção SS – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** Remoção SS – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 7. Concentração de Fósforo na forma de P (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.

Período	Fósforo na forma de P (mg/L)	
	17/01/01 – 27 dias	01/02/01 – 42 dias
Saída do reator	63	50
Saída do leito 1	62	67
Saída do leito 2	65	55
% Remoção P *	-	-
% Remoção P **	01,59%	-
% Remoção P ***	-	17,91%

* Remoção P – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção P – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** Remoção P – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 8. Concentração de Fósforo na forma de P₂O₅ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.

Período	Fósforo na forma de P ₂ O ₅ (mg/L)	
	17/01/01 – 27 dias	01/02/01 – 42 dias
Saída do reator	145	114
Saída do leito 1	142	153
Saída do leito 2	150	126
% Remoção P ₂ O ₅ *	-	-
% Remoção P ₂ O ₅ **	02,07%	-
% Remoção P ₂ O ₅ ***	-	17,65%

* Remoção P₂O₅ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção P₂O₅ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** Remoção P₂O₅ – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 9. Concentração de Fósforo na forma de PO₄ (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.

Período	Fósforo na forma de PO ₄ (mg/L)	
	17/01/01 – 27 dias	01/02/01 – 42 dias
Saída do reator	193	153
Saída do leito 1	190	204
Saída do leito 2	201	168
% Remoção PO ₄ *	-	-
% Remoção PO ₄ **	01,55%	-
% Remoção PO ₄ ***	-	17,65%

* Remoção PO₄ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção PO₄ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** Remoção PO₄ – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 11. Valores do pH dos efluentes do reator anaeróbio e dos leitos cultivados, no período de 22/12/00 à 02/02/01.

Período	27/12/00 6 dias	03/01/01 13 dias	10/01/01 20 dias	17/01/01 27 dias	24/01/02 34 dias	31/01/01 41 dias
Saída do reator	7,05	7,07	7,11	6,99	7,20	7,18
Saída do leito 1	7,15	7,12	7,29	7,04	7,33	7,15
Saída do leito 2	7,22	7,06	7,14	7,17	7,40	7,12

Quadro 12. Concentração de DQO (mg/L) da água residuária bruta, dos efluentes do reator anaeróbio compartimentado e dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	DQO (mg/L)			
	28/03/01 2 dias	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Tanque de Equalização	5153	4022	6109	4648
Saída do reator	957	783	826	902
Saída do leito 1	783	478	652	925
Saída do leito 2	652	413	543	439
% Remoção DQO*	81,43%	80,53%	86,48%	80,59%
% Remoção DQO**	31,87%	47,25%	34,26%	51,33%
% Remoção DQO***	18,18%	38,95%	20,70%	-
% Remoção DQO****	16,73%	13,60%	16,72%	52,54%
% Remoção DQO*****	87,35%	89,73 %	91,11%	90,56%

* Remoção DQO – água residuária bruta e saída do reator.

** Remoção DQO – saída do reator e leitos cultivados.

*** Remoção DQO – saída do reator e leito 1.

**** Remoção DQO – saída do leito 1 e saída do leito 2.

***** Remoção DQO – ocorrida no sistema conjugado

Quadro 13. Concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	Sólidos Suspensos (mg/L)			
	28/03/01 2 dias	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Saída do reator	362	361	218	337
Saída do leito 1	198	185	190	237
Saída do leito 2	185	116	195	174
% Remoção SS *	48,90%	67,87%	10,55%	48,37%
% Remoção SS **	45,30%	48,75%	12,84%	29,67%
% Remoção SS ***	06,57%	37,30%	-	26,58%

*% Remoção SS – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** % Remoção SS – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** % Remoção SS – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 14. Concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)		
	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Saída do reator	440	520	560
Saída do leito 1	440	600	560
Saída do leito 2	400	400	160
% Remoção N *	09,09%	23,08%	71,43%
% Remoção N **	-	-	-
% Remoção N ***	09,09%	33,33%	71,43%

* Remoção NTK – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção NTK – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** Remoção NTK – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 15. Concentração do Nitrogênio na forma de Nitrato (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	Nitrogênio na forma de Nitrato (mg/L)		
	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Saída do reator	2000 mg/L	2280 mg/L	2520 mg/L
Saída do leito 1	1920 mg/L	2600 mg/L	2440 mg/L
Saída do leito 2	1760 mg/L	1840 mg/L	760 mg/L
% Remoção NO ₃ *	12,00%	19,30%	69,84%
% Remoção NO ₃ **	04,00%	-	03,18%
% Remoção NO ₃ ***	08,33%	29,23%	68,85%

* Remoção NO₃ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção NO₃ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** Remoção NO₃ – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 16. Concentração de Nitrogênio na forma Amoniacal (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	Nitrogênio na forma Amoniacal (mg/L)		
	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Saída do reator	560	640	680
Saída do leito 1	520	720	680
Saída do leito 2	480	480	200
% Remoção NH ₃ *	14,29%	25,00%	70,59%
% Remoção NH ₃ **	07,14%	-	-
% Remoção NH ₃ ***	07,69%	33,33%	70,59%

* Remoção NH₃ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção NH₃ – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

*** Remoção NH₃ – ocorrida entre o efluente do leito cultivado 1 e o efluente do leito cultivado 2.

Quadro 17. Concentração de Fósforo na forma de P (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	Fósforo na forma de P (mg/L)			
	28/03/01 2 dias	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Saída do reator	108	115	105	56
Saída do leito 1	80	78	82	47
Saída do leito 2	106	98	134	107
% Remoção P *	1,85%	14,78%	-	-
% Remoção P **	25,93%	32,17%	21,90%	16,07%

* Remoção P – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção P – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

Quadro 18. Concentração de Fósforo na forma de P_2O_5 (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	Fósforo na forma de P_2O_5 (mg/L)			
	28/03/01 2 dias	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Saída do reator	247	264	240	120
Saída do leito 1	182	180	188	109
Saída do leito 2	243	227	306	246
% Remoção P_2O_5 *	1,62%	14,02%		
% Remoção P_2O_5 **	26,32%	31,82%	21,67%	09,17%

* Remoção P_2O_5 – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção P_2O_5 – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

Quadro 19. Concentração de Fósforo na forma de PO_4 (mg/L) do efluente do reator anaeróbio compartimentado e dos efluentes dos leitos cultivados, no período de 26/03/00 à 15/05/01.

Período	Fósforo na forma de PO_4 (mg/L)			
	28/03/01 2 dias	10/04/01 15 dias	24/04/01 29 dias	09/05/01 44 dias
Saída do reator	330	353	321	161
Saída do Leito 1	243	241	251	146
Saída do leito 2	325	303	409	329
% Remoção PO_4 *	01,52%	14,16%	-	-
% Remoção PO_4 **	26,36%	31,73%	21,81%	09,32%

* Remoção PO_4 – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente dos leitos cultivados.

** Remoção PO_4 – ocorrida entre o efluente do reator anaeróbio e o efluente do leito cultivado 1.

Quadro 20. Resultados do pH dos efluentes do reator anaeróbio e dos leitos cultivados, no período de 26/03/01 à 15/05/01.

Período	26/03/01 1 dia	03/04/01 9 dias	10/04/01 16 dias	17/04/01 23 dias	24/04/01 30 dias	01/05/01 37 dias	08/05/01 44 dias	15/05/01 54 dias
Saída do reator	7,08	7,16	7,34	7,52	7,53	7,46	7,42	7,38
Saída do leito 1	7,10	7,26	7,56	7,80	7,61	7,30	7,55	7,47
Saída do leito 2	7,27	7,18	7,36	7,70	7,52	7,40	7,53	7,60