

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**GISELLE DE SOUZA PAULA PIRES**

**TRATAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM MEIO ANAERÓBIO  
E MEIO COM AERAÇÃO INTERMITENTE**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

**ORIENTADORA: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> REJANE HELENA RIBEIRO DA COSTA**

Florianópolis – SC  
1999

**“TRATAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM MEIO ANAERÓBIO E MEIO  
COM AERAÇÃO INTERMITENTE.”**

GISELLE DE SOUZA PAULA PIRES

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

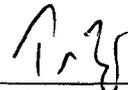
**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental.

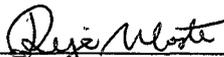
Aprovado por:



Prof.<sup>a</sup> Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.<sup>a</sup>  
(Orientador)



Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Rejane Helena Ribeiro da Costa  
(Coordenadora)



Prof. Waldir Medri, Dr.

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
JUNHO/1999

## AGRADECIMENTOS

À prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Rejane Helena Ribeiro da Costa, por sua dedicação, amizade e incentivo durante todo o decorrer deste trabalho.

Ao Jawilson Pereira Machado e Amilton Aristides Chagas, pela amizade, dedicação e apoio na realização deste trabalho.

À Banca examinadora: Paulo Belli Filho e Waldir Medri, pelas críticas e sugestões ao trabalho.

À Universidade Federal de Santa Catarina e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pelos conhecimentos transmitidos.

Ao Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (CNPSA) da Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA), pela parceria e apoio recebido.

Aos meus pais, Wilson Kraemer de Paula e Eluzabete de Souza Paula por todo o amor e estímulo dado a minha formação.

Ao Naná, pela paciência e apoio nos momentos mais difíceis.

À Rebeca, por sua grande capacidade de compreensão e estímulo para a conclusão deste trabalho.

## SUMÁRIO

LISTADE TABELAS .....	vi
LISTA DE FIGURAS .....	viii
RESUMO .....	x
<i>ABSTRACT</i> .....	xii
1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. OBJETIVOS .....	3
2. REVISÃO DA LITERATURA .....	4
2.1. Suinocultura e o meio ambiente .....	4
2.1.1. Produção de dejetos .....	4
2.1.2. Poluição .....	6
2.2. Tratamento de efluentes com elevada carga (C, N e P) .....	8
2.2.1. Introdução .....	8
2.2.2. Tratamento Anaeróbio .....	11
2.2.2.1. Reator UASB .....	13
2.2.2.2. Lagoa Anaeróbia .....	13
2.2.2.3. Esterqueira e Bioesterqueira .....	14
2.2.3. Tratamento Aeróbio .....	14
2.2.3.1. Lagoa Facultativa .....	17
2.2.3.2. Lagoa Aerada .....	18
2.2.3.2.1. Lagoa Estritamente aeróbia .....	18
2.2.3.2.2. Lagoa Aerada facultativa .....	19
2.2.3.3. Lagoa de Polimento .....	19
2.2.3.3.1. Lagoa de Maturação .....	19
2.2.3.3.2. Lagoa de Alta Taxa .....	20
2.2.3.4. Lodos Ativados .....	21
2.2.4. Tratamento Combinado Aeróbio/Anaeróbio .....	22
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	27
3.1. Instalação experimental .....	27
3.2. Dejeito utilizado .....	26

3.3. Ensaio realizado e período de aeração .....	28
3.4. Coleta e preservação da amostra .....	30
3.5. Métodos de análise .....	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	33
4.1. Tratamento em meio anaeróbio .....	33
4.2. Tratamento com aeração intermitente ou seqüencial .....	40
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	57
5.1. Conclusões .....	58
5.2. Recomendações .....	59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	60
ANEXO .....	65

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Produção média diária nas diferentes fases de desenvolvimento de suínos .....	5
Tabela 2 Composição média de dejetos de suínos estudado por diferentes autores .....	9
Tabela 3 Características dos dejetos de suínos na fase de crescimento e Terminação observadas na região oeste de Santa Catarina.....	10
Tabela 4 Características químicas iniciais dos dejetos de suínos nos ensaios de 1 a 5 .....	30
Tabela 5 Tempo para análise e preservação da amostra .....	31
Tabela 6 Valores de Oxigênio Dissolvido, temperatura e pH, nos ensaios Anaeróbios.....	33
Tabela 7 Remoção para o tempo total e tempo comum de operação do reator anaeróbio ( em dias).....	35
Tabela 8 Remoção de nutrientes para o tempo total de tratamento e tempo comum de operação do reator (em dias), relacionados com as taxas N/DBO e P/DBO e com o programa de aeração intermitente .....	41
Tabela I.1 Resultados obtidos durante o período de operação reator para o ensaio E1C1 .....	66
Tabela I.2 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E1C2 .....	67
Tabela I.3 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E2C1 .....	68
Tabela I.4 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E2C2 .....	69
Tabela I.5 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E2C3 .....	70
Tabela I.6 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E2C4 .....	71

Tabela I.7 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E3C1 .....	72
Tabela I.8 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E4C1 .....	73
Tabela I.9 Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E5C1 .....	74

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Unidade experimental instalada no LEEA .....	27
Figura 2	Evolução de sulfato em meio anaeróbico – E1C2 .....	34
Figura 3	Evolução de DQO e DBO – E1C1.....	36
Figura 4	Evolução de DBO e COT – E2C1.....	36
Figura 5	Evolução de DBO e COT – E2C3.....	36
Figura 6	Evolução de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal – E1C2 .....	37
Figura 7	Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito – E2C1.....	37
Figura 8	Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito – E2C3.....	38
Figura 9	Evolução de fósforo total e fosfato – E1C2.....	39
Figura 10	Evolução de fósforo total e fosfato – E2C1 .....	39
Figura 11	Evolução de fósforo total e fosfato – E2C3 .....	39
Figura 12	Evolução de DQO e DBO – E1C1 .....	43
Figura 13	Evolução de COT e DBO – E2C2 .....	43
Figura 14	Evolução de COT e DBO – E2C4 .....	43
Figura 15	Evolução de DQO e DBO – E3C1 .....	44
Figura 16	Evolução de DQO e DBO – E4C1 .....	44
Figura 17	Evolução de DQO e DBO – E5C1 .....	45
Figura 18	Evolução de sólidos suspensos – E1C1 .....	46
Figura 19	Evolução de sólidos suspensos – E2C2 .....	46
Figura 20	Evolução de sólidos suspensos – E2C4 .....	46
Figura 21	Evolução de sólidos suspensos – E3C1 .....	47
Figura 22	Evolução de sólidos suspensos – E4C1 .....	47
Figura 23	Evolução de sulfato - E1C1.....	47
Figura 24	Evolução de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal – E1C1 .....	49
Figura 25	Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito – E2C2 .....	49

Figura 26 Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito – E2C4.....	50
Figura 27 Evolução de pH e oxigênio dissolvido – E1C1.....	50
Figura 28 Evolução de pH e oxigênio dissolvido – E2C2.....	50
Figura 29 Evolução de pH e oxigênio dissolvido – E2C4.....	51
Figura 30 Evolução de fósforo total e fosfato – E1C1 .....	52
Figura 31 Evolução de fósforo total e fosfato – E2C2 .....	53
Figura 32 Evolução de fósforo total e fosfato – E2C4 .....	53
Figura 33 Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito – E3C1.....	54
Figura 34 Evolução de fósforo total e fosfato – E3C1 .....	54
Figura 35 Evolução de pH e oxigênio dissolvido – E3C1.....	54
Figura 36 Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito – E4C1.....	55
Figura 37 Evolução de fósforo total e fosfato – E4C1 .....	55
Figura 38 Evolução de pH e oxigênio dissolvido – E4C1.....	55
Figura 39 Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito – E5C1.....	56
Figura 40 Evolução de fósforo total e fosfato – E5C1 .....	56
Figura 41 Evolução de pH e oxigênio dissolvido – E5C1.....	56

## RESUMO

O crescente desenvolvimento da suinocultura na região oeste do Estado de Santa Catarina, juntamente com a adoção do sistema de criação de suínos em confinamento, resultam em intensa produção de dejetos com concentração muito elevada de  $\text{DBO}_5$ , sólidos em suspensão e nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo). Em geral, os dejetos são lançados em corpos d'água sem tratamento, causando grande degradação ambiental. É necessário o desenvolvimento de sistemas de tratamento viáveis às condições econômicas e geográficas da região, que reduzam o poder poluente desta atividade.

O tratamento aeróbio com aplicação do processo de aeração intermitente tem sido estudado principalmente por sua elevada eficiência na remoção combinada de fósforo e nitrogênio.

Este trabalho apresenta estudos realizados em meio anaeróbio e meio aeróbio, onde foram introduzidas diferentes concentrações de dejetos com DBO variando entre 2440 e 6230 mg/l, nitrogênio entre 350 e 1560 mg/l e fósforo entre 110 e 1350 mg/l, variando-se consequentemente as relações N/DBO e P/DBO. No tratamento aeróbio foram aplicados diferentes regimes de aeração intermitente, com o objetivo de buscar parâmetros operacionais ideais de funcionamento e compreender os fenômenos envolvidos no tratamento de dejetos de suínos.

Os resultados obtidos mostram que DBO e COT são eficientemente removidos tanto em tratamento anaeróbio quanto aeróbio, ocorrendo pequeno aumento nas taxas de remoção com a utilização do tratamento aeróbio. As remoções máximas obtidas no tratamento anaeróbio e aeróbio, levando em consideração o tempo de tratamento do dejetos, foram respectivamente 96 e 98% de DBO e 92 e 98% de COT. Não foi observada relação entre o regime de aeração adotado e a eficiência no tratamento aeróbio. No entanto, essa eficiência melhora muito quando são utilizadas relações N/DBO ideais.

Com relação aos nutrientes (nitrogênio e fósforo), observa-se que no tratamento anaeróbio não há boa remoção de nitrogênio e o fósforo não é removido, verificando-se picos de relargagem desse nutriente. Para o tratamento aeróbio observa-se maior eficiência na remoção combinada de fósforo e nitrogênio, obtendo-se remoção de até 72 e 66% de nitrogênio total e fósforo total respectivamente, para um tempo de operação do reator de

21 dias. Entretanto, esse processo é complexo, dependendo não só das relações N/DBO e P/DBO, mas também, do regime de aeração intermitente adotado, da temperatura e de condições ideais de pH.

## ABSTRACT

The growing development of the swine herd production in the West of the Santa Catarina State together with the utilization of confinement systems for swine livestock result in a large production of wastes with elevated concentration of BOD<sub>5</sub>, suspended solids and nutrients (mainly nitrogen and phosphorus). Generally, the wastes discharged in water bodies without proper treatment are the main cause of environmental degradation in that Region. Therefore, the development of feasible treatment systems for reducing the pollutant concentration in water bodies in accordance to the economical and geographical conditions of this Region is of interest.

Aerobic treatment systems together with the utilization of intermittent aeration processes have been investigated mainly due to its elevated efficiency in the combined removal of nitrogen and phosphorus.

This work was carried out under both aerobic and anaerobic conditions and at different concentrations of swine wastes with BOD values ranging between 2440 and 6230 mg/l, whereas for nitrogen and phosphorus these values ranged respectively between 350 and 1560 and between 110 and 1350 mg/l, therefore affecting N/BOD and P/BOD relationships. The aerobic treatment was performed under different intermittent aeration programs with the aim of searching for ideal operational parameters for its functioning and understanding the involved phenomena in the swine wastes treatment.

The achieved results demonstrated that both BOD and TOC were efficiently removed either by anaerobic or aerobic treatment, being observed an increase for the removal rates with the utilization of the later one. Maximum removal rates achieved for aerobic and anaerobic treatment, when taking into account the waste's treatment time were, respectively, 96 and 98 % for BOD and 92 and 98 % for TOC. A relationship between the utilized aeration program and aerobic treatment efficiency was not observed. However, the utilization of ideal N/BOD ratios markedly improved the system's efficiency.

Regarding nutrient removal, this system revealed low removal rates for nitrogen while phosphorus was not removed. For the aerobic treatment, combined phosphorus and nitrogen removals was proved to be more efficient with values ranging between 72 and 66 %, respectively, for total nitrogen and total phosphorus with a reactor operation time of 21

days. However, this process demonstrated to be complex and dependent not only of the N/BOD and P/BOD ratios and the intermittent aeration program but also the temperature, ideal concentration and pH stability.

## 1 - INTRODUÇÃO

Os avanços na qualidade técnica e produtividade de suínos no Brasil, estimula cada vez mais esta atividade, destacando-se nas regiões Sul e Sudeste do país. Em Santa Catarina, a suinocultura é praticada principalmente no Oeste do estado, tornando-se a principal fonte de renda da região.

A modernização do setor e aplicação do sistema de confinamento intensivo, para o qual são utilizadas pequenas áreas e adotados sistemas de higienização das instalações, implica na necessidade de manejo de grandes volumes de dejetos por unidade de criação. Além disso, as características químicas e bacteriológicas conferem aos dejetos elevado potencial poluidor. Visto que, o volume de dejetos produzidos neste sistema de criação ultrapassa os limites possíveis de utilização como fertilizante ou na piscicultura, surgem conseqüências danosas ao meio ambiente, resultando principalmente, em problemas sociais e de saúde pública.

Segundo dados da Secretaria do Estado do desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (1990), a Região Oeste do Estado de Santa Catarina apresenta um quadro ambiental crítico em relação à poluição, proveniente principalmente, do manejo inadequado dos dejetos de suínos. As reservas de águas superficiais e subterrâneas estão comprometidas pela contaminação gerada pelas atividades de criação dos suínos e lançamento dos dejetos no solo ou nos cursos d'água sem tratamento. OLIVEIRA *et al.* (1993), cita dados do Serviço Estadual de Extensão Rural, que apontam cerca de 85% das fontes de água das regiões produtoras contaminadas pelo lançamento desses dejetos nos mananciais.

A descontaminação da água descartada pelas criações de animais, torna-se portanto, o fator de maior importância para a prevenção da poluição nos ecossistemas aquáticos da região. O processo de tratamento mais utilizado para remover grande parte da matéria orgânica dos dejetos, são as lagoas de estabilização ligadas em série. Entretanto, esse tipo de tratamento requer grande área para implementação e a eficiência para a remoção de nutrientes está diretamente relacionada com o aumento no tempo de detenção das lagoas (MEDRI, 1997). É

de fundamental importância o desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esses resíduos, viáveis às condições topográficas e econômica da região, reduzindo custos de investimento e manutenção desses sistemas.

Várias pesquisas, compreendendo todas as etapas do tratamento e/ou aproveitamento dos dejetos de suínos, vêm sendo desenvolvidas pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina em parceria com o Centro Nacional de Pesquisas em Suínos e Aves - CNPSA/EMBRAPA, na busca de alternativas para o manejo ambiental desses dejetos.

O tratamento de dejetos de suínos em batelada, utilizando aeração seqüencial ou intermitente, pode representar um método eficiente de redução dos nutrientes desses resíduos, em área reduzida comparada à lagoas de estabilização. Porém, é necessário o estudo sobre os fatores que interferem na eficiência e custos desse tipo de tratamento, determinando concentrações dos nutrientes e tempo de aeração e não aeração ideais para a remoção combinada de fósforo e nitrogênio.

Esta dissertação apresenta e discute os resultados obtidos a partir de um experimento realizado em escala piloto, no qual foram aplicadas diferentes cargas de dejetos de suínos e testado o tratamento anaeróbio e aeróbio, com variação nos programas de aeração seqüencial deste último.

## **1.1 - Objetivos**

### **Objetivo Geral**

Investigar as condições operacionais ideais em termos das relações N/DBO e P/DBO em meio anaeróbio e meio aeróbio com programas de oxigenação seqüencial, visando a otimização do sistema de tratamento de dejetos de suínos, uma vez que faltam dados experimentais em escala piloto para aplicação destes processos em escala real, viáveis às condições topográficas e econômica da região oeste catarinense.

### **Objetivos Específicos**

- Reavaliar o sistema de tratamento em batelada de dejetos de suíno em meio anaeróbio;
- Verificar a influência das relações N/DBO e P/DBO na remoção de nutrientes dos dejetos de suínos em meio anaeróbio e meio aeróbio;
- Estudar os regimes de aeração, verificando a influência de sua variação na remoção combinada de fósforo e nitrogênio.

## 2 - REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. SUINOCULTURA E MEIO AMBIENTE

#### 2.1.1. Produção de dejetos

A suinocultura brasileira está em crescente destaque no cenário do comércio internacional, principalmente por sua elevada qualidade técnica e produtividade (ISBIZUKA, 1998).

Do rebanho nacional com aproximadamente 35 milhões de suínos, a Região Sul do Brasil concentra 33%, sendo que, o Estado de Santa Catarina é responsável por 11,7% desse rebanho (Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina, 1995).

Neste Estado, 85% da criação de suínos encontra-se na Região Oeste, sendo a suinocultura desenvolvida principalmente em pequenas propriedades, empregando mão de obra tipicamente familiar e constituindo-se na principal fonte de renda da região. Apesar de ser uma atividade relevante em termos econômicos e social, a suinocultura também é uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental, pois somente de 10 a 15% dos suinocultores, possuem em suas propriedades algum tipo de tratamento ou há aproveitamento dos dejetos (OLIVEIRA *et al.*, 1993). Segundo COSTA *et al.* (1995a), deve-se salientar ainda que a maioria dos sistemas construídos para tratamento de dejetos de suínos utilizados em Santa Catarina não apresentam critérios científicos, sua operação é deficiente, resultando em problemas ambientais como a contaminação dos corpos de água receptores desses efluentes e o desenvolvimento de maus odores.

Pode-se ter uma idéia da magnitude do problema, atentando para o fato de que a produção média diária de dejetos sólidos por suíno criado em confinamento é de 2,35 Kg/dia. Quando acrescido da urina, obtemos cerca de 5,80Kg/dia, podendo chegar a 8,60 Kg/dia, quando considerado todo o volume líquido descartado, incluindo a água de bebida desperdiçada e água para limpeza das baias (ISBIZUKA, 1998). KONZEN (1980), em seus estudos,

constatou uma média de 7,0 litros/suíno.dia de dejetos líquidos, quando considerados animais entre 25 -100 Kg. A tabela 1 elaborada por MERKEL (1981), representa a quantidade média de dejetos produzidos diariamente por suíno de acordo com a fase de desenvolvimento do animal.

**Tabela 1** - Produção média diária de dejetos nas diferentes fases de desenvolvimento de suínos.

<b>Categoria animal</b>	<b>Peso médio (Kg)</b>	<b>Dejetos produzidos (Kg/dia)</b>
Creche	16	1,1
Crescimento	30	1,9
Terminação	68	4,5
Gestação	125	4,1
Porcas + leitões	170	15,0
Cachaço	100	5,0

Fonte: MERKEL (1981)

MEDRI (1997) verificou que o volume de dejetos produzidos diariamente em Santa Catarina, com seu rebanho de aproximadamente 3,5 milhões de suínos, é superior a 26.000 m<sup>3</sup>.

As técnicas de manejo utilizadas nas instalações suinícolas, como por exemplo, a quantidade de água utilizada para higienização dessas instalações e o tipo de alimentação fornecido aos animais são determinantes para variações quantitativas e qualitativas dos dejetos produzidos.

### 2.1.2. Poluição

A degradação ambiental gerada pelo intenso e desordenado crescimento da criação de suínos no oeste catarinense, produz elevados volumes de dejetos nas instalações suinícolas, com excedentes de resíduos orgânicos sem tratamento eficiente, gerando preocupação tanto aos órgãos estaduais responsáveis pela qualidade do meio ambiente e saúde pública, bem como à população da região (OLIVEIRA *et al.*, 1993).

Os dejetos de suínos, um resíduo escuro com odor desagradável e com elevadas concentrações orgânicas, composto por excrementos sólidos e líquidos dos animais, juntamente com a água utilizada para a limpeza das instalações dos suínos criados em confinamento, são altamente poluentes, contaminando o solo e corpos d'água receptores.

Além do volume produzido, é preocupante também, a composição físico-química e microbiológica dos dejetos de suínos. As altas concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo, e a elevada concentração de sólidos voláteis (SV) em relação aos sólidos fixos (SF), conferem à esses dejetos um elevado potencial poluidor. Segundo a World Health Organization (1987), esses resíduos apresentam potencial poluidor em torno de 4,2 vezes maior que o esgoto doméstico. Esses componentes orgânicos na água, estimulam o crescimento de microrganismos os quais diminuem a concentração de oxigênio dissolvido (OD), ocorre a eutrofização dos corpos receptores e promovem o desenvolvimento de moscas, borrachudos e maus odores.

O fósforo, principal responsável pela eutrofização dos corpos d'água, está presente na forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{H PO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões à formas mais simples (CONVERTI *et al.*, 1993).

O nitrogênio alterna-se entre várias formas e estados de oxidação em seu ciclo na biosfera. No meio aquático, pode apresentar-se nas seguintes formas: nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), nitrogênio orgânico, nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). A percolação de nitrogênio contamina o

lençol freático por nitratos, que em concentrações elevadas ( $>10$  mg/l) podem causar câncer e metahemoglobinemia em crianças ( síndrome do bebê azul), sendo também responsável pela eutrofização dos corpos d'água. Os processos bioquímicos de conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato, implicam no consumo de OD do meio. O nitrogênio na forma de amônia é diretamente tóxico aos peixes; além disso, importantes agentes patogênicos como: *E.coli*, *Salmonella sp*, *Myc. Tuberculosis*, *Brucella suis*, *Streptococcus sp*, vírus da peste suína clássica, da febre aftosa, entre outros, podem ser veiculados pelos dejetos de suínos (ISBIZUKA, 1998).

OSADA *et al.* (1991), evidenciam que com a tendência mundial de aumento do rebanho, as áreas para o tratamento dos dejetos desses animais tornam-se cada vez mais restritas, dificultando ainda mais a utilização desses dejetos como fertilizante.

A situação do oeste catarinense não é diferente, pois além deste fator, o relevo acidentado e a reduzida área destinada à lavoura dificultam o aproveitamento dos dejetos como fertilizante do solo, agravando o quadro de degradação ambiental da região (MEDRI,1997).

As conseqüências ambientais do quadro crítico de tratamento e da ineficiência no estoque, manejo e utilização dos dejetos de suínos como fertilizante, são evidenciadas principalmente pela contaminação e eutrofização das águas superficiais e aumento no número de *simollideos* (borrachudo) na região (SILVA,1996).

COSTA (1997), salienta que na maioria das instalações de suinocultura da região oeste do Estado de Santa Catarina, onde há tratamento dos dejetos, ocorre boa redução da carga orgânica (DBO), não sendo porém eficiente a remoção de nutrientes (N,P) e de microrganismos patogênicos. Além disso, a contaminação dos mananciais não fica restrita ao município onde são lançados os dejetos, pois esses mananciais muitas vezes atravessam vários municípios, no seu trajeto da nascente até a foz. É comum que um município capte água já poluída, advinda de outro a montante, para utilizá-la no abastecimento público.

A descontaminação da água descartada pelas criações de animais é o fator de maior importância para a prevenção da poluição nos ecossistemas aquáticos da região, visto que, dados obtidos pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), mostram que 82% do sistema de abastecimento de água do Estado é feito a partir de mananciais superficiais. Segundo a Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA), 80% dos recursos hídricos de Santa Catarina estão comprometidos pelo lançamento de efluentes de esgotos urbanos, industriais, criação de animais e agricultura (OLIVEIRA *et al.*, 1993).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através de sua resolução nº20 de 18 de junho de 1986, estabelece parâmetros específicos para as diferentes classes de águas doces, salobras e salinas. E, em seu artigo 21, estabelece padrões de emissão para qualquer fonte poluidora que lance seus efluentes nos cursos d'água, ou seja, limita as concentrações máximas de determinados poluentes nos efluentes de qualquer natureza.

No Estado de Santa Catarina, o licenciamento ambiental que condiciona a construção, a instalação, a ampliação e o funcionamento de estabelecimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras, segue a Lei Nacional 6.938 de 1981, através do decreto 14.250 de 05/06/81 – Governo do Estado de Santa Catarina. E, os cursos d'água do Oeste catarinense, estão enquadrados em classes de acordo com a Portaria 0024/79-GAPLAN.

O controle da poluição hídrica deve ser efetuado com base nos padrões de qualidade do corpo d'água receptor e das limitações impostas pelos padrões de emissão.

## 2.2. TRATAMENTO DE EFLUENTES COM ELEVADA CARGA (C, N e P)

### 2.2.1. Introdução

Nas últimas duas décadas muitos esforços têm sido feitos na busca de soluções para o tratamento de resíduos com elevado teor de carga orgânica, principalmente carbono, fósforo e nitrogênio (OSADA *et al.*, 1991).

A criação de animais, no mundo todo, produz grandes quantidades de dejetos com elevadas concentrações de matéria orgânica (DBO ou DQO), sólidos suspensos, óleos e graxas, compostos nitrogenados e fósforo (KELLER *et al.*, 1997). Porém, o tratamento de dejetos de suínos é dificultado por apresentar uma composição extremamente variada, dificultando sua comparação. As características dos dejetos dependem das condições de produção, armazenamento, alimentação, fase de crescimento, manejo da água de bebida e diluição devido às águas de lavagens ou de chuvas. A tabela 2, mostra a variação de alguns parâmetros na composição de dejetos de suínos obtidos por diferentes autores.

**Tabela 2.** Composição média de dejetos de suínos estudado por diferentes autores.

<b>Parâmetro</b>	<b>Medri (1997)</b>	<b>Duarte <i>et al.</i> (1992)</b>	<b>Konzen (1983)</b>	<b>Sevin-Reyssac <i>et al.</i> (1995)</b>
PH	6,9	7,46	6,94	----
DQO total	21.647	21.670	98.640	80.000
DBO <sub>5</sub> total	11.979	7.280	52.270	40.000
NTK	2.205	2.150	6.000	8.100
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	----	1.420	----	3.400
P total	633	----	2.500	7.100
Sólidos Totais	17.240	----	90.000	82.000
Sól. Voláteis	10.266	----	75.050	66.000

Obs. Todos os valores em mg/l, exceto o pH.

Fonte: COSTA (1997)

As características químicas dos dejetos brutos de suínos na fase de crescimento e terminação, obtidas a partir de uma pesquisa realizada em Santa Catarina pela EMBRAPA/CNPSA, citada por SILVA (1996), são mostradas na tabela 3.

**Tabela 3.** Características dos dejetos de suínos na fase de crescimento e terminação, observadas na região oeste de Santa Catarina.

<b>Parâmetro</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>
DQO total	11.530	34.448	25.543
Sólidos Totais	12.697	49.432	22.399
Sólidos Voláteis	8.429	39.024	16.389
Sólidos Fixos	4.268	10.408	6.010
Sól. Sedimentáveis	220	850	429
NTK	1.660	3.710	2.374
P total	320	1.180	578
K total	260	1.140	536

Obs. Todos os valores em mg/l, exceto os sólidos sedimentáveis (ml/l).

Fonte: SILVA (1996)

Analisando a tabela 3, podemos observar a variação da composição do dejetos de suíno nas diferentes fases do desenvolvimento do animal, na região oeste de Santa Catarina.

Segundo MAEKAWA *et al.* (1995), especificamente no caso dos dejetos de suínos, padrões têm sido requeridos para prevenir a eutrofização de rios, lagos e mares. A criação de suínos por confinamento, sem as devidas precauções quanto ao tratamento dos dejetos produzidos, resulta em sérios impactos aos mananciais, tanto superficiais como subterrâneos, sendo necessário o desenvolvimento de processos que viabilizem sistemas capazes de reduzir o poder poluente desta atividade .

Apesar da precipitação química ser um processo para remoção de nutrientes comumente utilizado em várias partes do mundo, existem inconvenientes como a produção de lodo químico com alto teor de metal pesado e o elevado custo para a disposição do lodo. Já, o lodo produzido através da remoção biológica de nutrientes, é considerado um bom fertilizante e este processo soluciona problemas ambientais, reciclando grandes quantidades de substâncias energéticas dos dejetos (CONVERTI *et al.*,1993).

De acordo com KELLER *et al.* (1997), nos últimos anos têm sido desenvolvidos estudos sobre a remoção biológica de nutrientes em reatores seqüenciais de batelada (SBR), com o objetivo de obter efluentes de alta qualidade com relação a compostos de carbono, nitrogênio e fósforo. Entretanto, muitos desses resultados são para esgoto doméstico.

OSADA *et al.* (1991), evidenciam que existem estudos feitos com relação ao tratamento de dejetos de animais através da biodegradação, mostrando eficiente remoção de COT, DBO e SS. Havendo ainda, a necessidade do desenvolvimento de sistemas de tratamento intensivos que reduzam os teores de nitrogênio e fósforo desses dejetos.

### 2.2.2. Tratamento Anaeróbio

O processo anaeróbio é normalmente empregado como tratamento primário para a estabilização de efluentes com alta carga orgânica. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO, DQO e SST), envolvendo principalmente a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias. De acordo com BELLI FILHO (1995), a utilização da digestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos é importante pois preserva seu poder fertilizante.

Durante o processo de digestão anaeróbia existem quatro fases: a hidrólise, onde o material orgânico complexo é transformado em compostos dissolvidos de menor peso molecular. O processo requer a interferência de exo-enzimas, que são excretadas pelas bactérias fermentativas. Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas, metabolizados e excretados como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como por exemplo  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$  e  $\text{NH}_3$ . A fermentação acidogênica é realizada por bactérias anaeróbias e algumas espécies facultativas que podem metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Isto é importante no sistema de tratamento anaeróbio de resíduos, porque o oxigênio dissolvido eventualmente presente poderia se tornar uma substância tóxica, se não fosse removido pelas bactérias facultativas. Logo em seguida ocorre o processo de acetogênese, onde os produtos da acidogênese são

convertidos em compostos que formam substratos para a produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Esses produtos finais são os substratos requeridos no último processo, a metanogênese, onde o metano é produzido pelas bactérias acetotóxicas a partir da redução de ácido acético, ou pelas bactérias hidrogenotóxicas a partir da redução de dióxido de carbono.

De acordo com VON SPERLING (1996 a), em condições anaeróbias ocorre também a redução de sulfatos ou dessulfatação, segundo a reação:



Para que ocorra o tratamento anaeróbio são necessárias condições elementares como a ausência de oxigênio dissolvido (OD), resultado da elevada carga orgânica que faz com que a taxa de consumo seja muito superior à taxa de produção de oxigênio.

A temperatura, deve ser superior a 10°C, já que para cada bactéria existe uma faixa de temperatura na qual ocorre o seu crescimento, e dentro desta faixa existe uma temperatura ótima que permite a ocorrência do crescimento máximo. Para as bactérias psicrófilas de 12 a 18 °C, para as mesófilas de 25 a 40 °C e, para as termófilas de 55 a 65 °C (METCALF & EDDY, 1991). Segundo HAMMER (1979), a taxa de atividade metabólica dobra a cada 10 a 15 °C de aumento da temperatura, dentro do campo de 5 a 35 °C.

O pH entre 6,6 e 7,4 corresponde a uma condição ótima para que ocorra a digestão anaeróbia (valores de pH menores que 6,3 ou superiores a 7,8 afetam a taxa de metanogênese, pois as bactérias produtoras de metano são sensíveis às condições de ambiente ácido). Além disso, para que os processos de tratamento sejam operados com sucesso, são necessárias concentrações ideais de nutrientes. LETTINGA (1980), indica como ideal para o tratamento de despejos constituídos principalmente de ácidos graxos voláteis, uma relação de DQO: N: P de 1000: 5: 1 e 350: 5: 1, no caso de despejos mais complexos.

### 2.2.2.1. Reator UASB

O reator UASB ( Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo), é um sistema de alta taxa muito utilizado no tratamento anaeróbio do dejetos bruto, pois apresenta alta eficiência quando comparado a outros sistemas de tratamento. Trata-se de um reator, onde as bactérias responsáveis pela conversão da matéria orgânica em biogás são retidas em seu interior (ANDRADE, 1995).

É um sistema simples, composto de uma entrada localizada no fundo do reator por onde entra o despejo, que através de escoamento ascendente fica em contato com uma região de alta concentração de bactérias (manta ativa de lodo), atravessa um sedimentador (separador de fases), saindo pela parte superior do reator.

Quanto à eficiência, CARMO JR. (1998), confirma em seus estudos com dejetos de suínos, que o reator UASB apresenta-se como uma boa alternativa para a redução da carga orgânica, não apresentando eficiência na remoção de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo.

### 2.2.2.2. Lagoa Anaeróbia

Neste tipo de lagoa a estabilização da matéria orgânica se dá predominantemente através dos processos de fermentação anaeróbia, que acontecem logo abaixo da superfície, na ausência de oxigênio dissolvido devido a uma forte carga de DBO e sólidos em suspensão. No balanço de oxigênio, a produção pela fotossíntese e pela reaeração atmosféricas são desprezíveis.

Segundo VON SPERLING (1996), as lagoas anaeróbias apresentam uma eficiência de remoção de DBO na ordem de 50 a 60%. Não ocorrendo eficiência na remoção de fósforo e nitrogênio nessas lagoas.

O propósito principal das lagoas anaeróbias é a destruição e estabilização da matéria orgânica e não a purificação da água para posterior descarga em corpos receptores (LOEHR, citado em BAVARESCO, 1998).

O processo de digestão de resíduos de animais que ocorre nas lagoas anaeróbias, são mais comparáveis aos digestores de lodo do que às lagoas utilizadas para esgotos domésticos (HART, citado em COSTA,1997).

#### 2.2.2.3. Esterqueira e Bioesterqueira

De acordo com BELLI FILHO *et al.* (1997), as esterqueiras e bioesterqueiras são sistemas de armazenamento e manejo de dejetos de suínos bastante utilizados em Santa Catarina. Consistem na promoção do armazenamento dos dejetos para posterior valorização como fertilizante na agricultura. Para este tipo de manejo são construídas câmaras de alimentação e descarga contínua que permitem a retenção dos dejetos. A esterqueira é cerca de 20% mais barato em relação a bioesterqueira. Na esterqueira, o tanque construído no chão para armazenagem do dejetos não apresenta divisória e deve ser revestido com lona, concreto ou pedra bruta para uma estocagem prevista em torno de 120 dias. O processamento dos dejetos é realizado na forma de digestão anaeróbia, sendo eficiente somente para a remoção da carga orgânica.

Segundo GOSMANN (1997), é comum no oeste catarinense após o armazenamento dos dejetos em sistemas de esterqueira ou bioesterqueira, que estes sejam utilizados como fertilizantes principalmente em culturas de milho e pastagens na própria propriedade.

#### 2.2.3. Tratamento Aeróbio

O tratamento aeróbio é uma alternativa para redução dos nutrientes de dejetos de suínos. Nesse processo, ocorre a proliferação de bactérias aeróbias, que em condições favoráveis, oxidam os compostos orgânicos, com quebra das moléculas complexas, transformando-as em moléculas mais simples e estáveis, sendo estes organismos os principais responsáveis pela formação de flocos e estabilização da matéria orgânica através da adsorção e oxidação biológica do material em suspensão e dissolvido.

O oxigênio necessário para a respiração aeróbia deve estar dissolvido no despejo, podendo ser obtido a partir da atividade de microrganismos fotossintetizantes, por contato direto com o ar atmosférico ou meios artificiais. O oxigênio também serve como aceptor final de elétrons, e a energia obtida com a oxidação do substrato, é armazenada sob a forma de ligações químicas de alta energia, que será posteriormente utilizada pelas próprias células (BRANCO, 1986).

A curva de crescimento de microrganismos durante a oxidação biológica da matéria orgânica, segue o modelo descrito por Monod, a qual compreende as seguintes fases: uma fase de retardo ou aclimatação, onde não ocorre aumento do número de microrganismos, e sim, a elaboração do arsenal enzimático necessário ao consumo do substrato; a fase de aceleração, na qual inicia-se o crescimento microbiano face ao consumo de substrato; uma fase log ou exponencial, resultante da máxima reprodução de células da massa biológica frente às condições adequadas de vida; a fase estacionária quando o alimento começa a escassear no meio e a taxa de crescimento bacteriano é igual à taxa de mortandade, mantendo o número de células temporariamente constante; seguida pela fase de declínio, onde há diminuição do número de microrganismos, causada pela morte e lise celular, como resultado do esgotamento dos substratos ou ao acúmulo de substâncias tóxicas incompatíveis com o desenvolvimento microbiano. Nas fases estacionárias e de declínio, os microrganismos consomem suas reservas protoplasmáticas, sendo este processo conhecido como metabolismo endógeno, e estas duas fases denominadas fase endógena (BRANCO, 1986).

Embora esta curva tenha sido descrita para culturas puras, sua utilização também é bastante freqüente em culturas mistas, tal como no processo de lodos ativados. Aplicando-se ao tratamento de efluentes, na primeira fase é que se verifica a máxima oxidação biológica do efluente (redução da DBO). As células armazenam a matéria orgânica sob a forma de glicogênio e com o prosseguimento da aeração, multiplicam-se, transformam o glicogênio em material para a formação de novas células (síntese) e oxidam parte desse glicogênio na produção de energia (respiração), até que, não possuindo mais reservas, entram em fase de declínio. Finalmente, faltando o suprimento de matéria orgânica, prosseguindo o

fornecimento de oxigênio, as células passam a buscar outras fontes de matéria orgânica. O principal substrato diretamente disponível é o próprio protoplasma celular.

A massa microbiana envolvida no processo aeróbio é constituída basicamente por bactérias e protozoários. As interações ecológicas na comunidade microbiana fazem com que o aumento de uma população de microrganismos seja acompanhado pelo declínio de outra população, diante da seleção exercida pelo meio em transformação. Assim que o despejo é introduzido no reator biológico, a DBO remanescente encontra-se em seu nível máximo. O número de bactérias é ainda reduzido, e alguns protozoários, como as amebas, podem ser encontrados. Estes são ineficientes na competição por alimento, sendo encontrados principalmente no início do funcionamento dos reatores. Devido à grande disponibilidade de substrato, a população bacteriana cresce. As amebas são então substituídas por protozoários flagelados, que devido a sua mobilidade, são mais eficientes na competição pelo alimento disponível. Estes protozoários flagelados são característicos de sistemas de alta carga. Com o passar do tempo e o decréscimo do material orgânico disponível, os protozoários ciliados substituem os flagelados. Esse ponto caracteriza a operação dos sistemas de carga convencional, onde convivem um grande número de ciliados de vida livre e o número máximo de bactérias em uma baixa concentração de matéria orgânica (KÖNIG, citado em GUIMARÃES, 1996).

Outros organismos como fungos e rotíferos podem ser encontrados durante o tratamento aeróbio de efluentes. A capacidade de sobrevivência dos fungos em faixas de pH reduzido e com pouco oxigênio e nitrogênio, faz com que os mesmos possam ser importantes no tratamento de certos efluentes industriais. No entanto, fungos de estrutura filamentosa podem prejudicar a decantabilidade do lodo, reduzindo a eficiência do processo. Os rotíferos são eficientes no consumo de bactérias dispersas e pequenas partículas de matéria orgânica, sendo a presença desses microrganismos indício de um eficiente processo de degradação biológica (METCALF & EDDY, 1991).

Além disso, de acordo com BRANCO (1986), a degradação aeróbia ocorre eficientemente com pH neutro (entre 6,5 e 8,5). Com pH abaixo de 6,5 predominam fungos, e acima de 9,0, há um retardamento no metabolismo dos microrganismos.

É importante também, a concentração de nutrientes no despejo para que ocorra a síntese celular, sendo que o fósforo e o nitrogênio são requeridos em maior quantidade (FARIAS, 1982). Em geral, a relação DBO:N:P igual a 100:5:1, garante uma boa performance do sistema. SONO citado em GUIMARÃES (1996), salienta a importância da relação DBO/DQO, indicando a biodegradabilidade e a viabilidade do tratamento biológico.

O processo de degradação aeróbia pode ser aplicado em diferentes sistemas de tratamento.

#### 2.2.3.1. Lagoa facultativa

É a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Consiste na retenção dos dejetos por um período de tempo suficiente para que os processos de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam (VON SPERLING, 1996). Essa lagoa é menos profunda (1 a 2 metros) e opera com carga orgânica mais leve que a utilizada na lagoa anaeróbia. Ocorrem, simultaneamente, processos de fermentação anaeróbia (no fundo), oxidação aeróbia (na zona de transição) e redução fotossintética (na superfície). Na superfície iluminada, desenvolvem-se algas que através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes orgânicos provenientes da mineralização da matéria orgânica pelas bactérias. Estas na presença de oxigênio, convertem a matéria orgânica em compostos simples e inertes como dióxido de carbono, água, sais minerais e fósforo. As algas utilizam esses compostos através da fotossíntese, ocorrendo a liberação do oxigênio molecular, o qual será utilizado pelas bactérias aeróbias e facultativas na síntese da matéria orgânica (SOUZA, 1994).

MEDRI (1997), estudou a eficiência de uma lagoa facultativa ligada em série com duas anaeróbias para o tratamento de dejetos de suínos, obtendo cerca de 50% de remoção da DBO<sub>5</sub> nesta lagoa, sendo que o sistema apresentou 95% de redução neste parâmetro.

### 2.2.3.2. Lagoa Aerada

As lagoas aeradas apresentam profundidade entre 2,4 e 4,9 metros, na qual se introduz oxigênio no meio líquido, através de um sistema mecânico de aeração. Este tipo de lagoa necessita cerca de cinco vezes menos área para implantação em razão do fornecimento contínuo de oxigênio, que permite adotar maiores profundidades e menor tempo de detenção. Em contrapartida, MENDONÇA (1990), relata que o custo de operação e manutenção é bem mais elevado devido a manutenção dos equipamentos e consumo de energia elétrica.

As lagoas aeradas podem ser estritamente aeróbias ou facultativas.

#### 2.2.3.2.1. Estrictamente Aeróbia

Nessa lagoa os aeradores servem não só para garantir a oxigenação do meio, mas também, para manter os sólidos em suspensão (biomassa) dispersos no meio líquido. Conseqüentemente, há uma maior concentração de bactérias na coluna d'água, além de um maior contato entre a matéria orgânica e as bactérias, aumentando a eficiência do sistema.

Este tipo de lagoa funciona de forma similar a um sistema de lodos ativados sem recirculação do lodo.

SOBRINHO & RODRIGUES citados em GUIMARÃES (1996), fizeram estudos sobre o tratamento de efluentes domésticos em lagoa aerada aeróbia e obtiveram o valor máximo de 55% de remoção da DBO total. Para DBO solúvel essa eficiência chegou a 90%.

#### 2.2.3.2.2. Aerada Facultativa

Essa lagoa é utilizada quando se deseja ter um sistema predominantemente aeróbio, com dimensões mais reduzidas que a lagoa facultativa. É denominada facultativa, pelo fato do nível de energia introduzido ser suficiente para a oxigenação, mas não para manter os sólidos dispersos na massa líquida. Conseqüentemente, há sedimentação do lodo no fundo ocorrendo, neste local, a decomposição anaeróbia. Diferencia-se da lagoa facultativa porque o oxigênio é obtido principalmente através de aeradores (VON SPERLING, 1996).

O desempenho de uma lagoa aerada facultativa para o tratamento de efluentes de uma usina de refrigerantes, foi avaliado por GUIMARÃES (1996). Nesse estudo, foi obtido para um tempo de detenção médio de 10 dias, uma remoção de matéria orgânica de 75% com base na DBO solúvel e 71% com base na DQO solúvel, sendo que a zona aerada contribuiu em média com 77% da remoção total de matéria orgânica. Observou-se também, uma altura da camada de lodo inferior ao que era esperado após cinco anos de operação da lagoa, o que comprovou intensa digestão anaeróbia.

#### 2.2.3.3. Lagoa de Polimento

Lagoa que possibilita o polimento no efluente de qualquer sistema de tratamento de esgotos. Constitui-se numa alternativa econômica à desinfecção do efluente quando comparada a métodos químicos de tratamento.

##### 2.2.3.3.1. Lagoa de Maturação

É utilizada como refinamento do tratamento prévio por lagoas, ou outro processo biológico, reduzindo principalmente bactérias, sólidos em suspensão e nutrientes. Caracteriza-se por uma pequena profundidade (0,8 a 1,5 metros) e elevada concentração de algas. Sua função principal é a destruição de microrganismos patogênicos, já que por apresentar elevada concentração de OD, favorece a comunidade aeróbia na competição por alimento (MARA & PEARSON, citados em MEDRI, 1997).

Segundo PEARSON *et al.* citados em MEDRI (1997), a diminuição na profundidade da lagoa, reduz também, o tempo de detenção e aumenta a eficiência na desinfecção dos dejetos.

Estudos feitos por BAVARESCO (1998), utilizando aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos, é um exemplo de adaptação que pode existir neste tipo de lagoa, na tentativa de melhorar a eficiência nesta etapa do tratamento. Os resultados obtidos, adequaram-se aos padrões da Legislação Ambiental nas remoções de DQO, NT, PT, metais e coliformes fecais.

#### 2.2.3.3.2. Lagoa de Alta Taxa

A lagoa de alta taxa de degradação, foi projetada para ser um processo aeróbio, decorrente de sua pequena profundidade, prevendo-se manejo em regime de fluxo contínuo e aplicação para o tratamento de resíduos domésticos. Nesse processo, a oxidação biológica da matéria orgânica em suspensão e dissolvida, é estabilizada por microrganismos aeróbios na presença de oxigênio produzido pelas algas (OSWALD *et al.*, 1988).

PICOT *et al.*, citado em SILVA (1996), verificaram que especialmente em regiões tropicais, a remoção da DBO é rápida, ocorrendo em cerca de 4 dias. A desinfecção e a remoção de nitrogênio e fósforo podem ser obtidas aumentando o tempo de detenção do resíduo.

A aplicação da lagoa de alta taxa de degradação em batelada para dejetos de suínos, foi realizada por SILVA (1996), que obteve bons resultados (cerca de 80%) para a remoção da maioria dos compostos desse resíduo, com concentração carbonácea do dejetos de 2.000 mg/l para DQO, sendo que a temperatura do ar, e conseqüentemente da massa líquida, foi um dos principais fatores determinantes da eficiência do sistema. Eficiente tratamento foi obtido por COSTA *et al.* (1999), que aplicaram concentração inicial da DQO e nitrogênio total respectivamente 2000 mg/l e 600 mg/l, obtendo remoção de cerca de 95% para DQO e 90% para nitrogênio total, no verão, e de 70% para DQO e 60% para nitrogênio total, no inverno.

#### 2.2.3.4. Lodos Ativados

É comum, o tratamento aeróbio apresentar-se como uma modificação do processo de lodos ativados, no qual se aplica um regime de aeração.

No processo de lodos ativados, a depuração biológica ocorre no tanque de aeração, o lodo que se encontra misturado com meio líquido, geralmente é formado por uma população mista de bactérias agregadas sob a forma de flocos biologicamente ativos que não está em crescimento sincronizado. Porém, torna-se importante a manutenção da fase endógena nas diferentes populações de bactérias, para que se mantenha a redução da biomassa, resultado da auto-oxidação e floculação bacteriana.

A remoção do substrato nesses sistemas depende da velocidade com que as reações bioquímicas se processam. Esta velocidade é representada pelos parâmetros: coeficiente de degradação e taxa de remoção do substrato.

Atualmente processos de lodos ativados têm sido adequadamente modificados, permitindo alta eficiência na remoção de nutrientes de esgoto doméstico, sendo freqüentemente utilizadas combinações de compartimentos aeróbios (onde para a respiração dos microrganismos é utilizado o oxigênio dissolvido que está disponível no sistema), anóxicos (no qual ocorre a exaustão do oxigênio dissolvido e o sistema deixa de ser aeróbio, neste caso os organismos nitrificantes passam a utilizar o nitrato presente no meio líquido no processo respiratório, convertendo o nitrato a nitrogênio orgânico) e anaeróbios (onde se tem as condições anaeróbias estritas, com a extinção dos nitratos, sendo utilizados os sulfatos, os quais são reduzidos a sulfetos, e o dióxido de carbono que é convertido a metano). Reatores seqüenciais para o estudo da nitrificação e desnitrificação foram desenvolvidos por MUNCH *et al.* (1996); CASTILLO *et al.* (1997); NOWAK *et al.* (1999) e POCHANA & KELLER (1999). A remoção de fósforo sob condições aeróbias/anaeróbias foi investigada por KERN-JESPERSEN & HENZE (1993); CONVERTI *et al.* (1993) e SUDIANA *et al.* (1999).

Nos últimos anos muitos estudos têm sido realizados aplicando processos de lodo ativado para a remoção simultânea de fósforo e nitrogênio de despejos. Reator Sequencial Batch (SBR) foi utilizado por KELLER *et al.* (1997), GOMES & SOUZA (1998) e MAEKAWA *et al.* (1995), porém, poucos estudos são aplicados ao tratamento de efluentes com elevados níveis de fósforo e nitrogênio, como os dejetos de suínos. BORTONE *et al.* (1992), estudou a nitrificação, desnitrificação e a remoção biológica de fosfato de dejetos de suínos em SBR. HAGA, citado em OSADA *et al.* (1991); OSADA *et al.* (1991) e MAEKAWA *et al.* (1995), aplicaram aeração intermitente para aumentar a eficiência na remoção combinada de fósforo e nitrogênio dos dejetos de suínos

#### 2.2.4. Tratamento Combinado Aeróbio/Anaeróbio

A remoção combinada de nitrogênio e fósforo dos despejos através de sistemas de aeração intermitente é muito complexa. Fatores como pH, OD, temperatura e concentração de nutrientes, influenciam os resultados obtidos nesses sistemas. Estudos como os desenvolvidos por MAEKAWA *et al.* (1995) para dejetos de suínos, confirmam esta complexidade, pois seus resultados mostram que maior eficiência na remoção de amônia de dejetos de suínos com aeração intermitente, foi obtida em testes com condições estáveis de pH (7,5), temperatura ideal de 25°C e relação N/DBO = 0,14. Entretanto, a remoção de fósforo não foi satisfatória. Além disso, afirmam que o acúmulo de fosfato no dejetos, inibe a desnitrificação.

Valores de pH afastados da neutralidade, tendem a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos. O pH é muito importante, pois as bactérias nitrificantes e desnitrificantes se desenvolvem com taxas de pH específicas (*Nitrossomonas*, de 8,0 a 8,5 e *Nitrobacter*, de 6,5 a 8,3). Além disso, com valores de pH maiores que 9,0 a eficiência no processo de desnitrificação, decresce significativamente (MURATA *et al.*, citado em MAEKAWA *et al.*, 1995). A estabilização do pH e alcalinidade, são fatores imprescindíveis para a digestão aeróbia/anaeróbia (OSADA *et al.*, 1991).

Faz-se necessário também, o monitoramento na concentração de OD, pois este é de essencial importância para organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as

bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, causando a redução deste no meio.

De acordo com DOWING *et al.*, citados em MAEKAWA *et al.* (1995), é necessário pelo menos 0,5 mg/l de OD para que ocorra o processo de nitrificação, aumentando a taxa de remoção de amônia com o acréscimo na concentração de OD.

SILVA & MARA (1979), evidenciam que para que ocorra o processo de nitrificação, é necessário pelo menos 1,0 mg/l de OD e, com valores menores que 1 mg/l, inicia-se a desnitrificação.

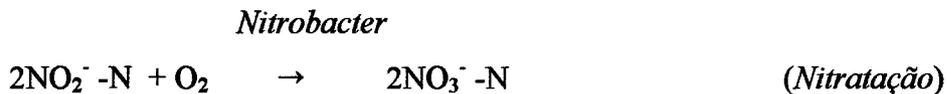
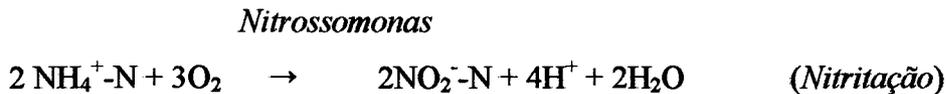
Estudos sobre o processo de lodo ativado com aeração limitada (PAL), para dejetos de suínos, foram feitos por OSADA (1989) e HAGA *et al.*, citados por OSADA *et al.* (1991), confirmando que este tipo de tratamento é eficiente para a remoção de COT, DBO e NT, mas que, não satisfaz o efluente padrão para nitrogênio, devido à elevada concentração deste nutriente no dejetos. Durante a operação do PAL, a atividade de nitrificação decresce gradualmente assim como o pH do dejetos, resultado do nitrogênio oxidado.

OSADA *et al.* (1991), compararam processos para o tratamento de dejetos de suínos com programas pré estabelecidos de aeração intermitente (IAP) e processos de aeração não limitada (NLAP), mostrando a eficiência na remoção de nutrientes com diferentes relações entre N/DBO e P/DBO e, sugerindo limites de taxas para obtenção de melhores resultados. Segundo esses autores, DBO, COT e SS são eficientemente removidos em ambos processos, sendo que a remoção da DBO é afetada pelo acréscimo da taxa N/DBO no afluente. Quanto à remoção de nitrogênio e fósforo, o IAP apresentou melhor desempenho que o NLAP, pois o IAP evita o acúmulo de  $\text{NO}_2^- \text{N}$ , afetando a remoção de DBO e a atividade de nitrificação.

A remoção biológica de nitrogênio, resume-se em nitrificação e desnitrificação.

O processo de nitrificação ocorre sob condições aeróbias, onde a amônia é convertida para nitrito, após para nitrato pelos autótrofos quimiossintetizantes, *Nitrossomonas spp.* e *Nitrobacter spp.*, respectivamente. (KELLER *et al.*, 1997).

A oxidação da matéria nitrogenada pode ser sintetizada nas seguintes reações:



Analisando as reações, observa-se que o processo de nitrificação ocorre com o consumo de oxigênio livre e liberação de  $\text{H}^+$ , consumindo a alcalinidade do meio e possivelmente reduzindo o pH (VON SPERLING, 1996).

O processo de desnitrificação ocorre quando o nitrato produzido é reduzido para nitrogênio gasoso, por heterótrofos facultativos, sob condições anóxicas (KELLER *et al.*, 1997). Segundo a reação:



Na desnitrificação, a matéria orgânica pode ser estabilizada na ausência de oxigênio e com consumo de  $\text{H}^+$ , implicando na economia de alcalinidade e no aumento da capacidade tampão do meio (VON SPERLING, 1996).

Nos sistemas com aeração intermitente, as condições aeróbias e anaeróbias alternadamente repetidas, tornam efetivo o processo de gaseificação do nitrogênio amoniacal (MAEKAWA *et al.*, 1995). O período de não aeração, evita o acúmulo de nitrito ( $\text{NO}_2^- \text{-N}$ ), resultando em elevada remoção de nitrogênio. O  $\text{N-NO}_x$ , produzido durante o período de aeração, é imediatamente reduzido no período de não aeração para nitrogênio gasoso, em condições estáveis de pH (WARNER *et al.*, 1986 e OSADA *et al.*, 1991).

Métodos de tratamento biológico para fósforo são baseados em pressionar os microrganismos, provocando “stress”, que faz com que absorvam fósforo em quantidades maiores que suas necessidades nutricionais normais para o crescimento das células.

LEVIN & SHAPIRO (1965), realizaram um estudo de remoção de fósforo submetendo o despejo a um tratamento biológico com ciclo de condições aeróbio/anaeróbio. Concluíram que, submetidas a esse ciclo, as bactérias podem acumular fósforo durante a fase aeróbia mais do que no metabolismo normal. Estudos feitos por NICHOLLS & OSBORN, citados em CONVERTI *et al.* (1993), mostram que bactérias estritamente aeróbias quando expostas alternadamente à condições aeróbias/ anaeróbias, estão sujeitas a um “stress” que precede uma acumulação excessiva de fósforo.

Existem vários métodos de desfosfatação biológica que utilizam o mesmo princípio. A massa bacteriana é, a primeira vista, restrita a uma fase anaeróbia com contato a uma porção de carbono orgânico (água bruta), depois a uma fase aeróbia durante a qual o fósforo anteriormente liberado é reassimilado em quantidade superior (MARTIN *et al.*, 1985 ; CONVERTI *et al.*, 1993).

As condições de anaerobiose devem ser asseguradas para favorecer ao máximo o fenômeno da “relargagem”, ou a liberação do fósforo. Alguns fatores influenciam no processo de relargagem, tais como : a concentração de DQO, a existência de nitrato, que tem efeito inibidor, e, o tempo de detenção adequado às condições dos efluentes e do lodo.

O fenômeno da reassimilação do fósforo em meio aerado é bastante rápida, necessitando de uma boa aeração. A disponibilidade de oxigênio deve compensar o efeito da anaerobiose, dando condições a uma boa assimilação desse nutriente.

CONVERTI *et al.* (1993), tratando dejetos de suínos em batelada, com carga elevada de fosfato (acima de 100 mg/l), investigaram a importância da relação entre a carga de DQO e os períodos de aeração e não aeração para a remoção de fósforo. Concluíram que, o aumento

na carga de DQO, diminui a liberação de fósforo no período de não aeração e aumenta a remoção de fósforo no período aeróbio. Com concentrações menores de DQO, há maior relargagem de fósforo no período anaeróbio, e no estágio aeróbio subsequente a remoção é menos efetiva.

### 3 – MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Instalação Experimental:

Pára a realização do experimento foi utilizado um reator de acrílico, constituído de quatro câmaras com capacidade de doze litros cada (figura 1). O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Experimentação em Engenharia Ambiental (LEEA) e as análises foram realizadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

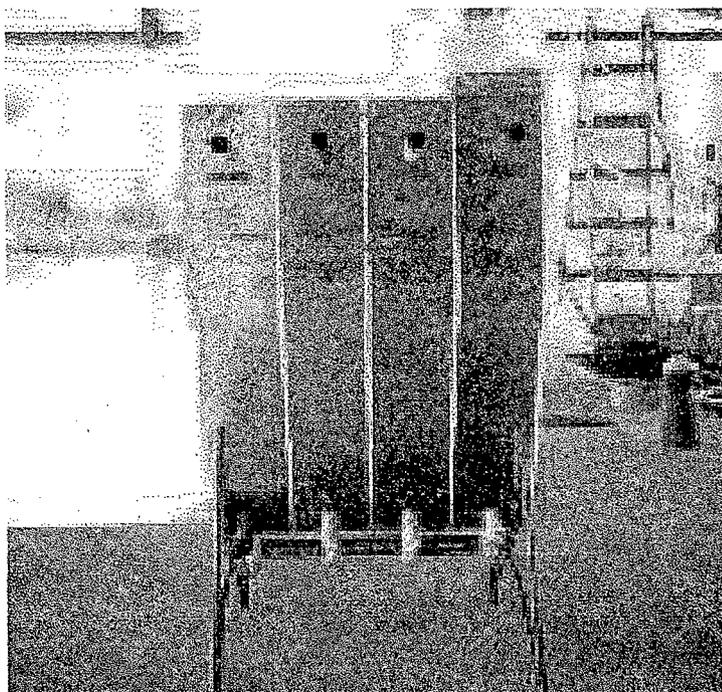


Figura 1 – Unidade Experimental instalada no LEEA

Foi avaliada a degradação dos dejetos suínos em batelada, ou seja, sem reposição de carga. As câmaras foram aeradas artificialmente com a utilização de difusores de ar, semelhante aos empregados em aquário, controlados por um temporizador previamente programado, estabelecendo-se assim, uma aeração homogênea e intermitente ou seqüencial, alternando períodos de aeração e não aeração. Nos dois primeiros ensaios, foram acompanhadas simultaneamente, câmaras com características iniciais semelhantes às aeradas, onde foi avaliada a evolução natural da degradação do dejetos, sem introdução de oxigênio, caracterizando um processo anaeróbio.

### 3.2. Dejetos Utilizados

O dejetos utilizado para a montagem do experimento foi coletado em uma propriedade com criação de suínos em confinamento, localizada em Forquilha, no município de São José - SC.

A ração fornecida aos suínos era a base de milho, com complemento de pão e resíduos de laticíneos. O primeiro ensaio foi realizado com as características reais do dejetos. Como o dejetos bruto apresentava baixos teores de nitrogênio, fósforo e matéria carbonácea, provavelmente resultado do tipo de alimentação fornecida aos suínos, optou-se pela adição de acetato de amônio ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) e fosfato de potássio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), em diferentes quantidades, que resultaram em características químicas iniciais mais próximas às comumente encontradas no oeste catarinense (tabela 4).

### 3.3. Ensaios realizados e período de operação

Durante o desenvolvimento deste trabalho, foram realizados cinco ensaios, cada qual com particularidades em relação aos parâmetros físico-químicos e biológicos, assim como, as condições de aeração aplicadas.

O primeiro ensaio teve duração de dezesseis dias (de 21/10/97 a 06/11/97), onde foram monitoradas duas câmaras do reator, partindo de condições iniciais idênticas (tabela 4), sendo

que uma (câmara 2) foi mantida sem aeração para que fosse possível avaliar a evolução natural na degradação do dejetos, enquanto na outra (câmara1), aplicou-se aeração intermitente .

No segundo ensaio com dezenove dias de operação do reator (de 07/01/98 a 06/02/98), foram monitoradas quatro câmaras nas quais houve variação nas condições iniciais de operação. Cada duas câmaras foram montadas com condições idênticas (tabela 4), sendo que duas delas eram aeradas seqüencialmente (câmaras 2 e 4) .

Para esses dois primeiros ensaios foi pré-estabelecido um programa de duas horas aerando e quatro horas sem aeração.

Nos terceiro, quarto e quinto ensaios foi utilizada uma câmara, com o objetivo de se aplicar uma carga próxima à ideal sugerida por OSADA *et al.* (1991), levando em consideração principalmente as relações  $N/DBO$  e  $P/DBO$  para regimes de aeração intermitente. As características iniciais de operação são mostradas na tabela 4.

O terceiro ensaio foi realizado no período de 11/02/98 a 03/03/98, totalizando 21 dias de operação do reator. O programa de aeração pré estabelecido foi de quatro horas aerando e quatro horas sem aeração.

O quarto e quinto ensaios, com duração de 13 dias cada um (de 24/04/98 a 12/05/98; e 15/06/98 a 29/06/98), funcionaram com aeração intermitente de duas horas aerando e duas horas sem aeração.

Paralelamente a realização do ensaio 3, foi desenvolvido por COELHO & CRUZ (1998), um monitoramento microbiológico preliminar do reator (câmara 1), visando dar uma idéia geral da dinâmica de populações dos microrganismos presentes no processo de sucessão ecológica da degradação biológica de dejetos de suínos.

**Tabela 4.** Condições operacionais e características químicas iniciais dos dejetos de suínos nos ensaios de 1 a 5.

Parâmetros	Ensaio 1		Ensaio 2				Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5
	1	2	1	2	3	4	1	1	1
Câmara									
N/DBO	0,12	0,12	0,31	0,31	0,38	0,38	0,25	0,20	0,22
P/DBO	0,03	0,03	0,33	0,33	0,37	0,37	0,09	0,07	0,13
aeração/não aeração (horas)	2/4	---	---	2/4	---	2/4	4/4	2/2	2/2
PH	6,76	6,76	6,95	6,95	7,08	7,08	7,9	8,68	6,79
OD (mg/l)	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
SS (mg/l)	1.010	1.010	470	470	490	490	690	1620	ND
DBO (mg/l)	2.890	2.890	4.140	4.140	2.440	2.440	6.230	6.200	5.080
DQO (mg/l)	3.675	3.675	ND	ND	ND	ND	7.880	8.281	6.756
COT (mg/l)	ND	ND	5.309	5.309	2.813	2.813	ND	ND	ND
NTK (mg/l)	347	347	1.299	1.299	862	862	1.563	1.242	1145
PT (mg/l)	109	109	1.386	1.386	831	831	580	456	685

ND - Parâmetro não determinado

### 3.4. Coleta e preservação das amostras

As amostras eram coletadas sempre pela manhã, com o objetivo de padronizar o horário de coleta (entre 9:00 e 9:30 horas), evitando a coleta nas câmaras aeradas no momento em que os aeradores estivessem ligados. O dejetos era coletado com o auxílio de um béquer e introduzido em um frasco de plástico previamente identificado (número da câmara e data). As amostras eram levadas ao LIMA para análise. Os parâmetros pH, OD e temperatura eram medidos no horário de coleta, diretamente no reator. Os outros parâmetros foram analisados de três a seis vezes por semana, sendo que, o tempo para realização da análise e preservação das amostras seguiram as normas do Standard Methods for Examination of water and wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1992), resumidas na tabela 5.

**Tabela 5.** Tempo para análise e preservação das amostras

<b>Parâmetro</b>	<b>Tempo para análise</b>	<b>Preservação das amostras</b>
COT	7 dias	pH < 2 , com ácido sulfúrico ( R )
DQO	7 dias	pH < 2, com ácido sulfúrico ( R )
DBO	Mesmo dia	( R )
Sólidos Voláteis	Mesmo dia	( R )
Sólidos Totais	Mesmo dia	( R )
NTK	7 dias	pH < 2, com ácido sulfúrico ( R )
Nitrogênio Amoniacal	24 horas	pH < 2, com ácido sulfúrico ( R )
Fósforo Total	7 dias	pH < 2, com ácido sulfúrico ( R )
Fosfato	24 horas	( R )
Nitrito	48 Horas	( R )
Nitrato	24 horas	pH < 2, com ácido sulfúrico ( R )
Cloreto	14 dias	Sem preservação
Sulfato	7 dias	( R )

( R ): É necessária a refrigeração da amostra a 4° C

### 3.5. Métodos de análise

A determinação dos sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) foi feita pelo método gravimétrico após secagem em estufa (ST) e volatilização em forno mufla (SV); para os sólidos em suspensão (SS) usou-se método gravimétrico, após filtração em membrana de 0,45 µm, a qual era seca em estufa durante 24 horas; para a Demanda Química de oxigênio (DQO) usou-se o método da oxidação com dicromato de potássio e leitura no espectrofotômetro a  $\lambda = 600$  nm; para o fósforo total (P-T) usou-se o método do ácido vanado molibdato fosfórico; metodologias descritas no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA,AWWA,WEP, 1992).

A DBO manométrica foi adotada para a determinação deste parâmetro, utilizando-se o aparelho HACH - BDO TRACK .

As análises de fosfato, nitrito, nitrato, cloreto e sulfato foram realizadas através de cromatografia iônica utilizando-se o aparelho DIONEX - 120, com a metodologia especificada pelo fabricante.

O Carbono Orgânico Total foi determinado através de um analisador de COT (Total Organic Carbon Analyzer), Shimadzu TOC modelo 5000A, devidamente calibrado com padrões por meio de curva analítica. Após filtração em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ , a amostra era aspirada por um pequeno capilar para o forno de TC (Carbono Total) com temperatura de 680 °C e logo em seguida era lida no canal IC (Carbono Inorgânico); com a diferença entre o TC e IC era obtido o valor do COT em mg/L.

Nitrogênio total e Nitrogênio amoniacal foram analisados pelo “Modified Kjeldhl Method - Nitrogen - Ammonia - Protein” da AOCS (American Oil Chemists Society), através do uso do aparelho digestor e destilador VELP – modelo Scientific UDK 130A.

## 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 - Tratamento em meio anaeróbio

São apresentados os resultados obtidos nos ensaios realizados com reator de batelada em meio anaeróbio, onde foram empregadas diferentes cargas de dejetos, resultando na variação das taxas N/DBO e P/DBO. A tabela 6 apresenta os valores máximos, mínimos e médios obtidos para as leituras de Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura e pH durante os ensaio 1 - câmara 2 (E1C2) e ensaio 2 - câmaras 1 e 3 (E2C1 e E2C3).

**Tabela 6** - Valores de Oxigênio Dissolvido, Temperatura e pH, nos ensaios anaeróbios.

Parâmetro	Ensaio 1	Ensaio 2		
	Câmara 2 N/DBO = 0,12 P/DBO = 0,03	câmara 1 N/DBO = 0,31 P/DBO = 0,33	câmara 3 N/DBO = 0,38 P/DBO = 0,37	
OD (mg/l)	máx.	0,06	0,07	0,07
	mín.	0,04	0,01	0,03
	média	0,05	0,05	0,05
Temp (° C)	máx..	23,3	30,3	31,0
	mín.	18,0	25,2	25,3
	média	21,1	27,4	27,2
pH	máx..	7,59	8,19	8,30
	mín.	6,76	6,95	7,08
	média	7,20	7,61	7,72

Analisando os dados da tabela 6, observa-se que as concentrações de Oxigênio Dissolvido (OD) possibilitaram a proliferação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias. Os teores de OD presentes no meio, devem-se provavelmente, à atividade fotossintética que

ocorreu durante o dia em decorrência da própria estrutura do reator (acrílico). Foram feitas medidas noturnas esporádicas observando-se que a concentração de OD era nula.

De acordo com VON SPERLING (1996a), em condições anaeróbias estritas além da redução através da fermentação metanogênica, ocorre também a redução do sulfato, como foi observado no ensaio E1C2 e representado na figura 2.

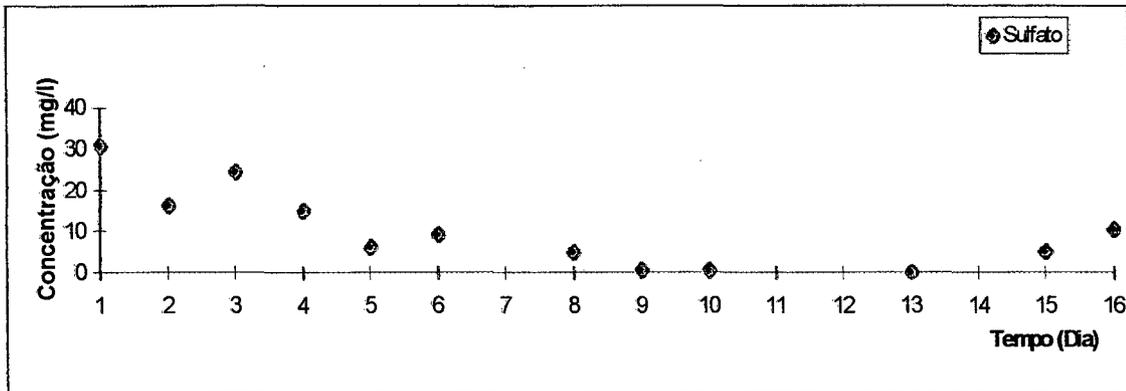


Figura 2 - Evolução de sulfato em meio anaeróbio ao longo do ensaio E1C2

Em nenhum ensaio a temperatura foi fator limitante, ficando dentro da faixa em que a digestão anaeróbia de dejetos de suínos pode ser realizada com sucesso.

Os valores de pH ficaram dentro da faixa ótima para que ocorresse a digestão anaeróbia, ou seja, próximos à neutralidade e não demonstraram correlação com as concentrações dos dejetos aplicadas nos ensaios.

A tabela 7, mostra a eficiência de remoção da DBO, DQO ou COT e NTK, para o tempo total de operação do reator em cada ensaio e para um tempo comum de operação ( $T = 11$  dias), possibilitando a análise da eficiência do tratamento de acordo com a carga orgânica aplicada em cada ensaio (Tabelas I.1; I.4 e I.5, em anexo).

**Tabela 7** – % de remoção observada para o tempo total e tempo comum de operação do reator (em dias)

Parâmetro	Ensaio 1	Ensaio 2		Ensaio 2	
	Câmara 2	câmara 1		Câmara 3	
	T=15	T=18	T=15	T=18	T=15
DBO (%)	96	74	64		84
COT (%)	----	91	85	96	92
NTK (%)	54	34		38	33

Analisando os resultados obtidos na tabela 7, relativos à eficiência na degradação dos dejetos, juntamente com os perfis das figuras 3, 4 e 5, que mostram a evolução do tratamento ao longo dos dias de operação, observamos que a eficiência na remoção diminui com o aumento da concentração de DBO e COT, sendo os melhores resultados para DBO, obtidos no ensaio E2C3, que apresentava menor concentração inicial desses parâmetros no dejetos.

Nos ensaios onde foi realizada a análise de COT (E2C1 e E2C3), observamos a mesma tendência, ou seja, para concentração inicial menor, obteve-se maior eficiência na remoção. Porém, observa-se que, para o tempo total do ensaio a diferença na eficiência de remoção de COT foi cerca de 5%, sendo que, a carga aplicada foi praticamente 89% maior, no ensaio que apresentou menor eficiência (E2C1).

As figuras 4 e 5 mostram, respectivamente que, para o tempo  $t = 7$  (no E2C1) e para o tempo  $t = 4$  (no E2C3), a matéria carbonácea biodegradável que se encontra na forma solúvel é facilmente utilizada pelas bactérias heterotróficas presentes no sistema, reduzindo muito a carga orgânica do reator. Na seqüência do tratamento a eficiência de remoção diminui, pois, embora possa haver matéria orgânica solúvel de degradação lenta, predomina a matéria orgânica biodegradável particulada, composta de moléculas relativamente complexas, que precisam ser convertida à matéria orgânica solúvel, através da hidrólise, para ficar disponível às bactérias, resultando no aumento do tempo para o consumo da matéria orgânica.

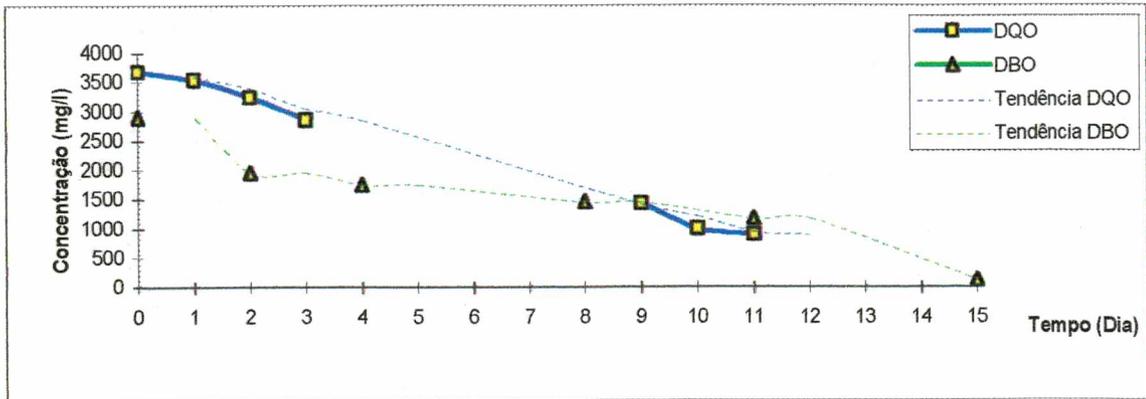


Figura 3 – Evolução de DQO e DBO ao longo do ensaio E1C2

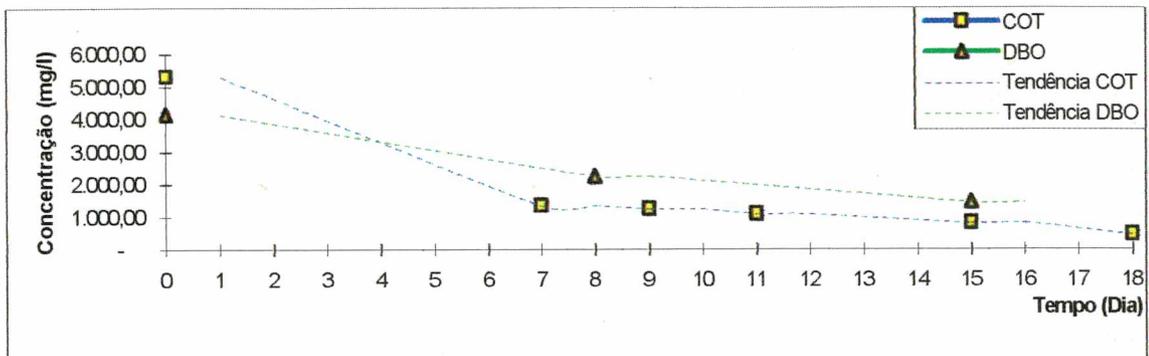


Figura 4 - Evolução de DBO e COT ao longo do ensaio E2C1

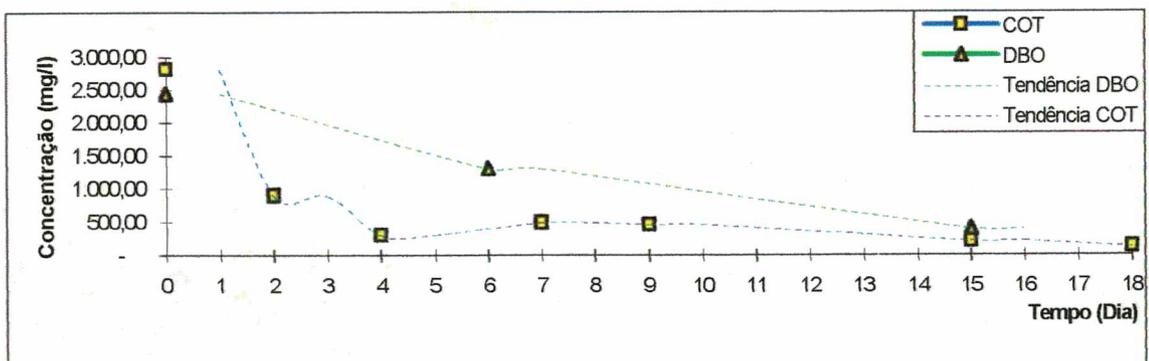


Figura 5 - Evolução de DBO e COT ao longo do ensaio E2C3

As figuras 6,7 e 8, mostram a remoção da matéria nitrogenada em meio anaeróbio. Observa-se a transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, porém, a ausência de oxigênio no meio, comprometeu os processos bioquímicos de conversão de amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e deste a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Evidenciou-se um acúmulo de  $\text{NH}_4^+$ , mas, a concentração estava dentro da faixa recomendada por OLIVEIRA (1993), de 200 -1000 mg/l, não apresentando, aparentemente, nenhum efeito adverso na atividade biológica para a degradação da matéria carbonácea, como evidenciado anteriormente na remoção de DBO e COT.

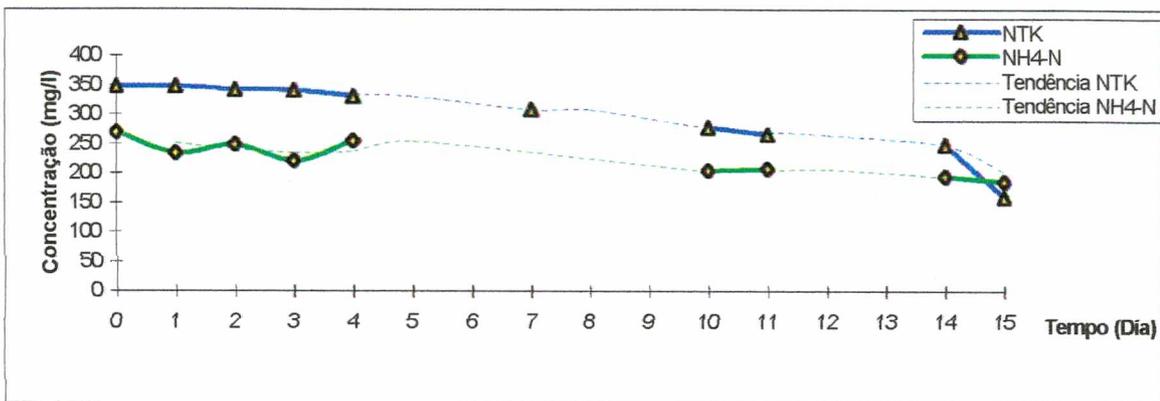


Figura 6 - Evolução de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal ao longo do ensaio E1C2

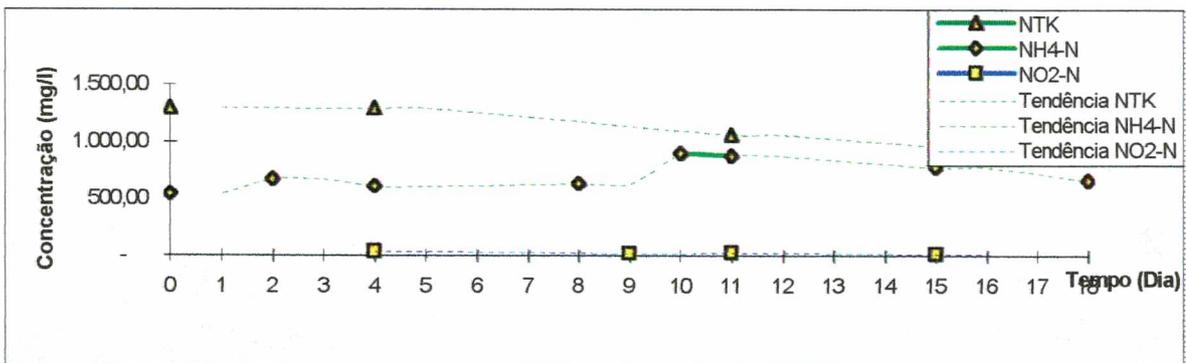


Figura 7 - Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito ao longo do ensaio E2C1

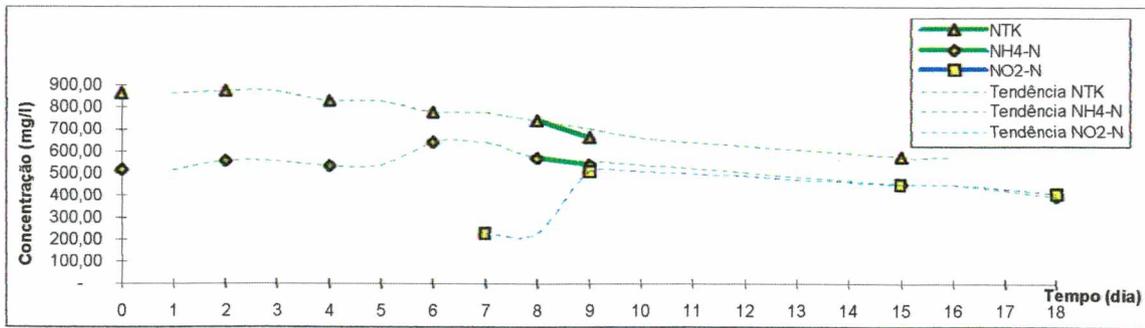


Figura 8 - Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito ao longo do ensaio E2C3

Considerando a carga orgânica inicial do dejetto (tabela 4), a mineralização de nitrogênio foi menor no E2C1, que apresentava concentração de DBO maior do que no E2C3, onde houve a melhor remoção. Nesse ensaio, foi detectado nitrito a partir do sétimo dia de operação do reator, coincidindo com o momento em que maior parte da matéria carbonácea já havia sido removida. No E1C2, ficou mais evidente a alta representação média de  $\text{NH}_4^+$  em relação ao NTK, já que deve ser considerado as características iniciais do dejetto, que ficava armazenado em reservatório, e o qual foi mantido sem a adição de nutrientes. Deve-se considerar que na estocagem anaeróbia o nitrogênio é o macronutriente que mais sofre transformação, podendo chegar a cerca de 5 a 15% do total (DEBODE, citado em GOSMANN, 1997).

Quanto à remoção de fósforo, as figuras 9, 10 e 11 evidenciam picos na concentração desse nutriente. De acordo com os resultados obtidos por CONVERTI *et al.* (1993), que trabalharam com reator de batelada aplicando efluente com elevados teores de fósforo, em condições anaeróbias ocorre a relargagem de fósforo pelas bactérias, sendo inibido no sistema com o aumento na concentração da DQO. Os resultados confirmam essa tendência já que, os picos de relargagem de fósforo foram maiores com a diminuição da concentração de matéria carbonácea no dejetto em termos de COT.

No ensaio E2C1, foi possível verificar o efeito inibidor da elevada carga orgânica aplicada no reator, na relargagem de fósforo pelas bactérias, ocorrida no tempo  $t = 4$  a 7 dias.

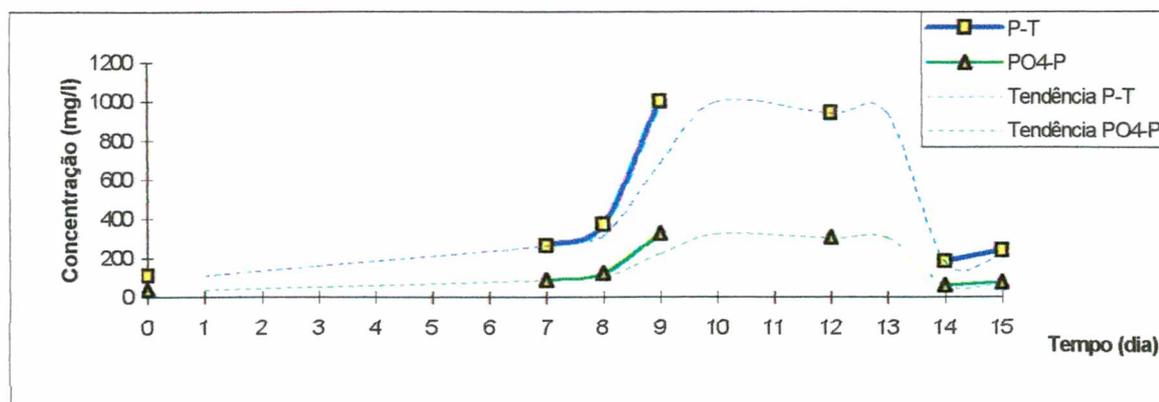


Figura 9 - Evolução de fósforo total e fosfato ao longo do ensaio E1C2

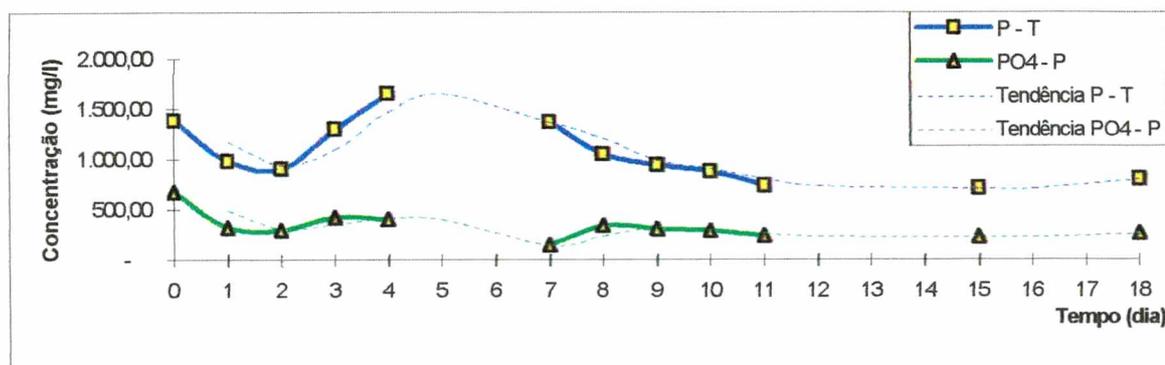


Figura 10 – Evolução de fósforo total e fosfato ao longo do ensaio E2C1

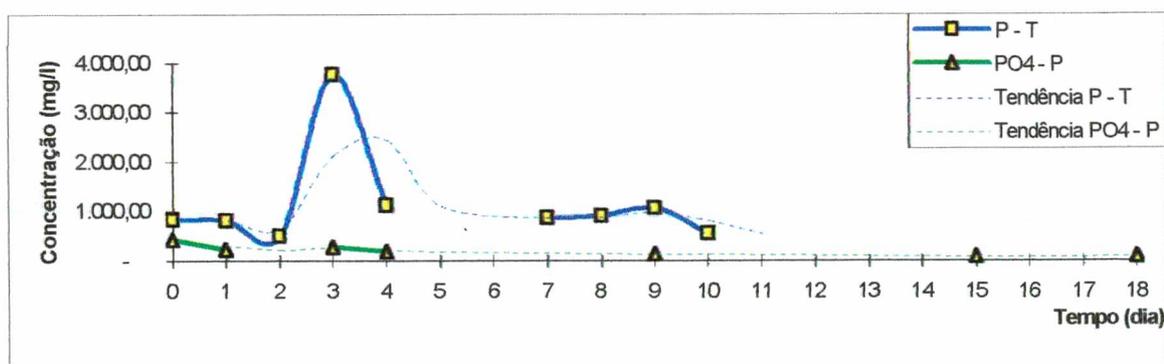


Figura 11 - Evolução de fósforo total e fosfato ao longo do ensaio E2C3

A liberação de fósforo pelas bactérias em anaerobiose, dificulta a comparação dos resultados nos diferentes ensaios realizados, tornando precipitada qualquer conclusão quanto à eficiência da remoção desse nutriente.

## **4.2 - Tratamento com aeração intermitente ou seqüencial**

### **4.2.1 – Análise dos parâmetros na eficiência do tratamento**

Os dados obtidos nas análises de rotina das amostras coletadas em cada ensaio, definiram a performance das unidades, baseada na concentração dos dejetos ao longo dos dias de operação do reator. O tempo de tratamento dos dejetos variou entre 13 e 30 dias, de acordo com os resultados obtidos nos diferentes ensaios (Tabelas I.1; I.4; I.6; I.7; I.8 e I.9, em anexo).

A temperatura média no ensaio 1 câmara 1 (E1C1), ensaio 2 câmaras 2 e 4 (E2C2 e E2C4), ensaio 3 câmara 1 (E3C1), ensaio 4 câmara 1 (E4C1) e ensaio 5 câmara 1 (E5C1), foram respectivamente: 21,1; 25,2; 25,0; 26,9; 18,3 e 17,2°C. A variação observada está relacionada principalmente com a época do ano em que os experimentos foram realizados.

Analisando os valores para a remoção dos parâmetros (tabela 8) com as oscilações térmicas observadas durante o desenvolvimento da pesquisa, constata-se que elevada eficiência de remoção para DQO, DBO e COT (80,0 a 98,4%) foi obtida em todos os ensaios, exceto no ensaio E5 C1, no qual foi registrada a menor temperatura média (17,2 °C).

A influência da temperatura no tratamento de dejetos tem sido citada por vários autores. De acordo com MAKAEWA *et al.* (1995), os melhores resultados em seus ensaios com dejetos de suínos, aplicando aeração intermitente, foram obtidos com temperatura de 25°C. OSADA *et al.* (1991) trabalharam com temperatura de 20±1 °C, conseguindo eficiente tratamento dos dejetos de suínos (91,5 a 95,7% de remoção de COT). Segundo HAMMER, citado por

GUIMARÃES (1996), a taxa metabólica das bactérias dobra a cada 10 a 15 °C de aumento de temperatura, dentro do campo de 5 a 35 °C.

De acordo com OSADA *et al.* (1991), aumentando a relação N/DBO, a eficiência na remoção de DBO e COT, diminui. Esses resultados são confirmados em nossos estudos já que no ensaio E1C1, que apresentava a menor relação N/DBO (0,12), foi onde ocorreu maior eficiência na remoção de DBO (98,4%, para t =16 dias) e nos ensaios E2C2 e E2C4, com as maiores relações N/DBO 0,31 e 0,38, respectivamente, houve a menor remoção da DBO (85% para t =15 dias) . Entretanto, deve-se ressaltar que os ensaios E4C1 e E5C1, com relações N/DBO 0,20 e 0,22, nesta ordem, apresentaram menor eficiência na remoção da DBO para um tempo de detenção de 15 dias, que o ensaio E3C1 com a relação N/DBO 0,25 e tempo de detenção de 14 dias, resultado provavelmente, da baixa temperatura média registrada durante o desenvolvimento dos dois últimos ensaios, responsável pela redução da taxa de metabolismo bacteriano ou do maior tempo de aeração empregado no ensaio E3C1.

**Tabela 8** – Remoção (em %) observada para o tempo total de tratamento e um tempo comum de operação do reator (14 – 15 dias), relacionados com as taxas N/DBO e P/DBO e com o programa de aeração intermitente.

	<b>E1 C1</b>		<b>E2 C2</b>		<b>E2C4</b>		<b>E3C1</b>		<b>E4C1</b>	<b>E5C1</b>	
<b>N/DBO</b>	0,12		0,31		0,38		0,25		0,20	0,22	
<b>P/DBO</b>	0,03		0,33		0,37		0,09		0,07	0,13	
<b>Aeraç./não aer. (hs.)</b>	2/4		2/4		2/4		4/4		2/2	2/2	
<b>Tempo</b>	16	15	19	15	19	15	21	14	15	29	15
<b>DQO (%)</b>								81	80	73	72
<b>COT (%)</b>			97	98	96	96					
<b>DBO (%)</b>	98			85		85		59	86	75	
<b>NT (%)</b>	59	53	49	41	69	57	72	54		44	27
<b>PT (%)</b>	40	47	58	56	55	46	66		38		52

Da mesma forma, os ensaios E2C2 e E2C4, onde foi realizada a análise de COT, houve maior eficiência de remoção deste parâmetro, quando a relação N/DBO era menor. Para tempo de detenção de 15 dias houve remoção de 96,3% de COT para a relação N/DBO = 0,38 e 98% para a relação N/DBO = 0,31. Para o tempo total de operação do reator nos dois ensaios (19 dias) houve um pequeno acréscimo na concentração de COT.

Os perfis da concentração de DQO ou COT e DBO para cada unidade de tratamento são apresentados nas figuras 12,13,14,15,16 e 17.

Nos ensaios onde foi realizada a análise da DQO (E1C1, E3C1, E4C1 e E5C1), melhor eficiência de remoção foi obtida no ensaio E1C1 (97,2%) com tempo de detenção de onze dias. Para os ensaios E4C1 e E5C1 que apresentavam relação N/DBO (0,20 e 0,22, respectivamente) e temperaturas médias próximas, e o mesmo regime de aeração (2/2), observa-se que onde a relação N/DBO era menor (E4C1), a remoção foi mais eficiente (80%). A temperatura média elevada (26,9°C) e/ou o regime de aeração aplicado (4/4), podem justificar o melhor desempenho do ensaio E3C1 (relação N/DBO 0,25) quando comparado com os ensaios E4C1 e E5 C1.

O perfil da concentração da DQO e remoção quase total no décimo primeiro dia do ensaio E1C1, pode ser observado na figura 12.

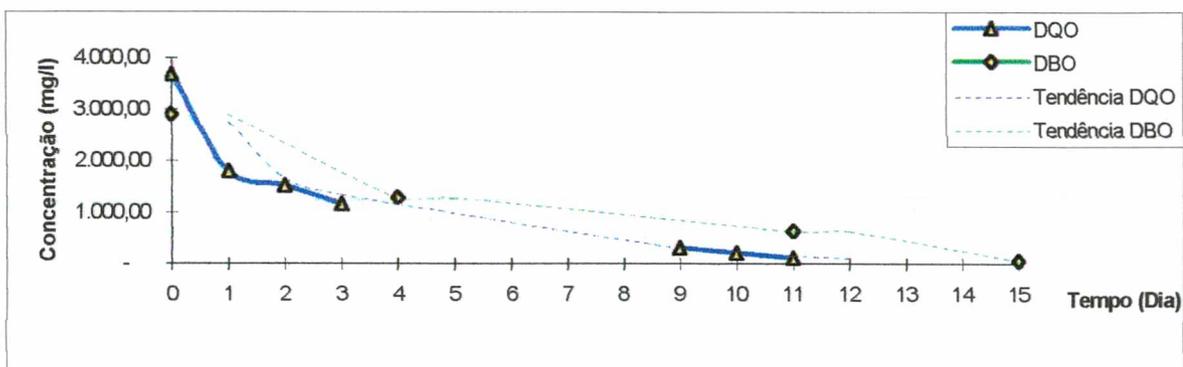


Figura 12 - Evolução de DQO e DBO ao longo do ensaio E1C1

As figuras 13 e 14 mostram a evolução de DBO e COT ao longo dos dias de operação do reator para os ensaios E2C2 e E2C4, nos quais foi aplicado o mesmo regime de aeração (2/4). Apesar da diferença entre as relações N/DBO, os perfis são muito semelhantes. A concentração de COT apresenta uma queda acentuada até o 4º dia com 84,4%, para o ensaio E2C2 e 91%, para o ensaio E2C4 de remoção, sendo que, a partir daí, a remoção torna-se lenta e gradual até 98% no final dos ensaios. O perfil da concentração de DBO foi muito parecido, resultando em 85% de remoção em 15 dias, nos dois ensaios.

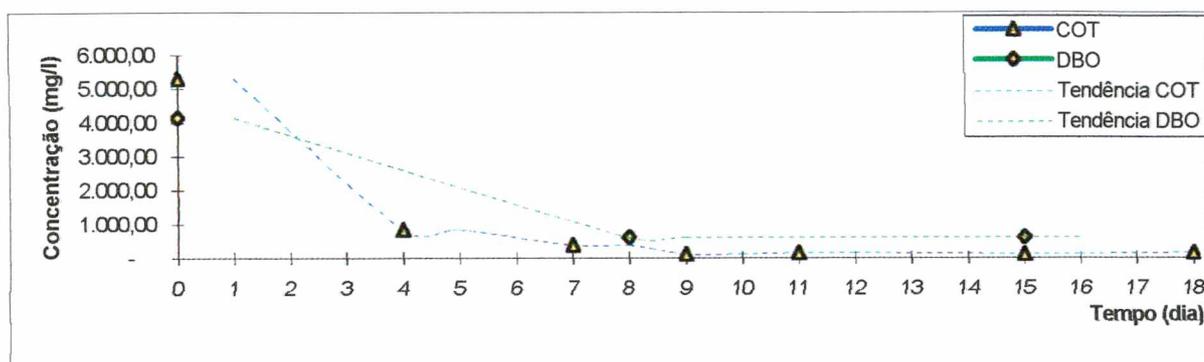


Figura 13 – Evolução de COT e DBO ao longo do ensaio E2C2

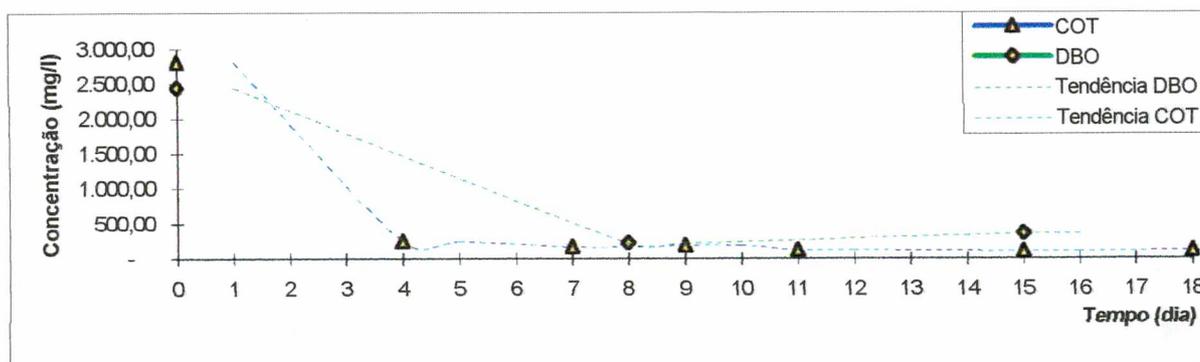


Figura 14 – Evolução de COT e DBO ao longo do ensaio E2C4

A eficiência na remoção de DBO no ensaio E3C1 (figura 15) foi de 59%, com a relação N/DBO 0,25, regime de aeração 4/4 e a maior temperatura média verificada (26,9°C).

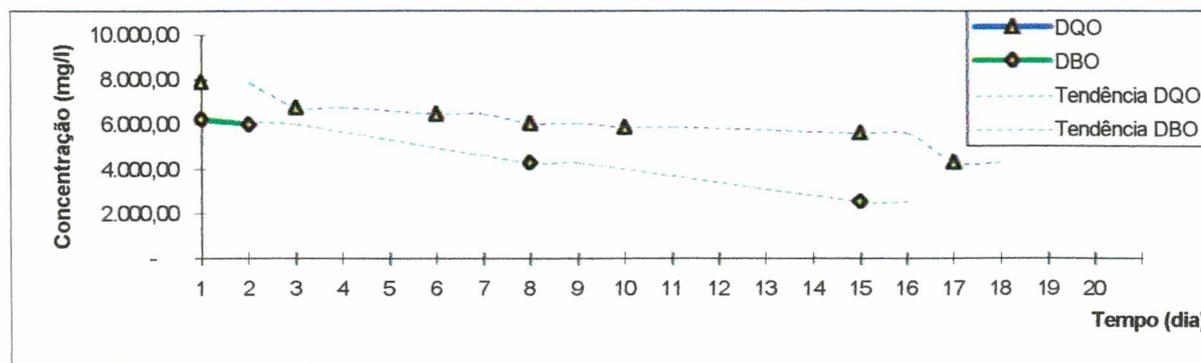


Figura 15 – Evolução de DQO e DBO ao longo do ensaio E3C1

Analisando especificamente os ensaios E4 C1 e E5 C1 que apresentavam relações N/DBO muito próximas (0,20 e 0,22, respectivamente), onde foi aplicado o mesmo regime de aeração (2/2) e nos quais a temperatura média foi bem inferior aos demais ensaios, os resultados de Osada et al (1991) novamente se confirmam, uma vez que, com maior relação N/DBO do ensaio E5C1, a remoção da DQO e DBO diminui. Nas figuras 16 e 17, correspondentes a esses ensaios, observamos perfis muito parecidos, no entanto, para o ensaio E5C1, onde foi registrada a menor temperatura média (17,2°C) e valores de pH inferiores a 7,0, a redução na concentração da DBO e DQO foi mais lenta.

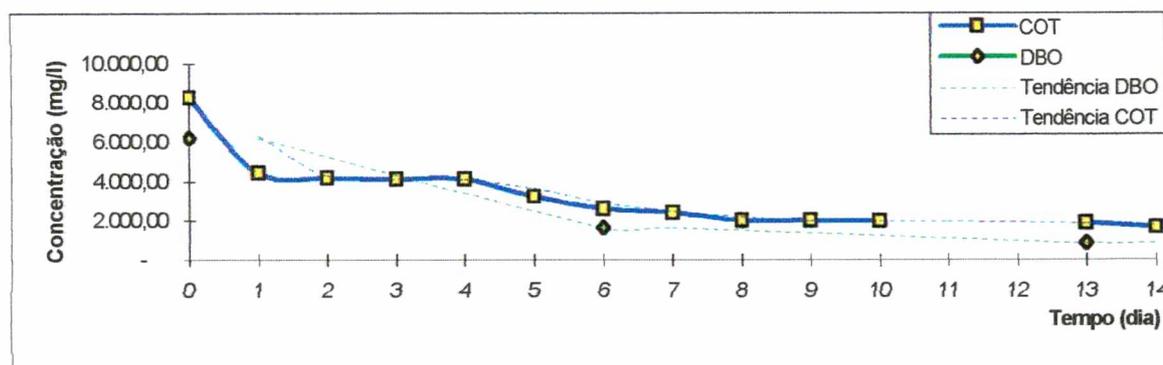


Figura 16 – Evolução de DQO e DBO ao longo do ensaio E4C1

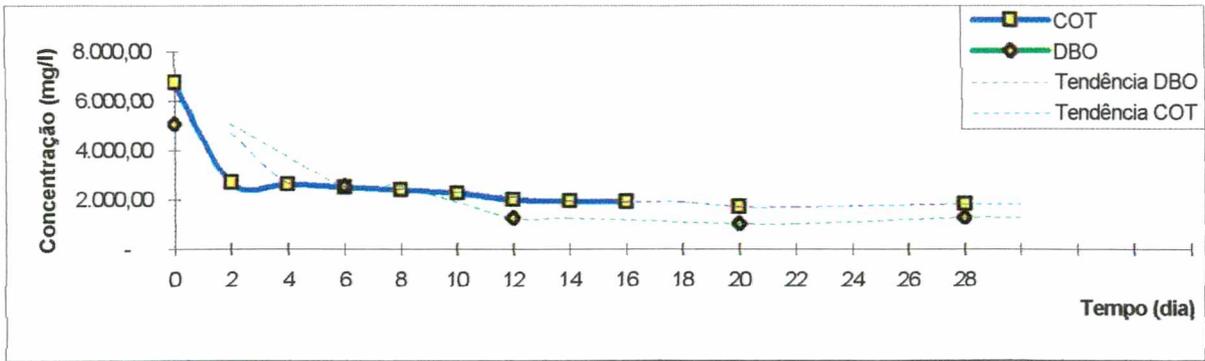


Figura17 - Evolução de DQO e DBO ao longo do ensaio E5C1

Os Sólidos suspensos (SS) analisados durante o desenvolvimento do experimento, compreendem partículas com diâmetro superior a  $10\ \mu\text{m}$ , dentro desta faixa de tamanho estão bactérias isoladas ou em flocos, algas e protozoários. Simplificadamente, na degradação biológica o substrato orgânico solúvel é utilizado pelos microrganismos para produção de energia e de novas células (VON SPERLING, 1996).

As figuras 18,19 20, 21e 22, representam a concentração de sólidos suspensos ao longo de cada ensaio. Assim que o despejo é introduzido no reator, a DBO encontra-se no seu nível máximo. Sendo grande a disponibilidade de alimento, a população bacterina após uma fase de adaptação ao meio, cresce. Analisando os perfis de SS com os perfis de degradação da DBO ( figuras 12 a 17), observa-se que o aumento na concentração de SS está relacionado com o período no qual a DBO foi removida com maior eficiência, sendo que, após esse período, a remoção da DBO é mais lenta, ocorrendo também a redução na concentração de SS.

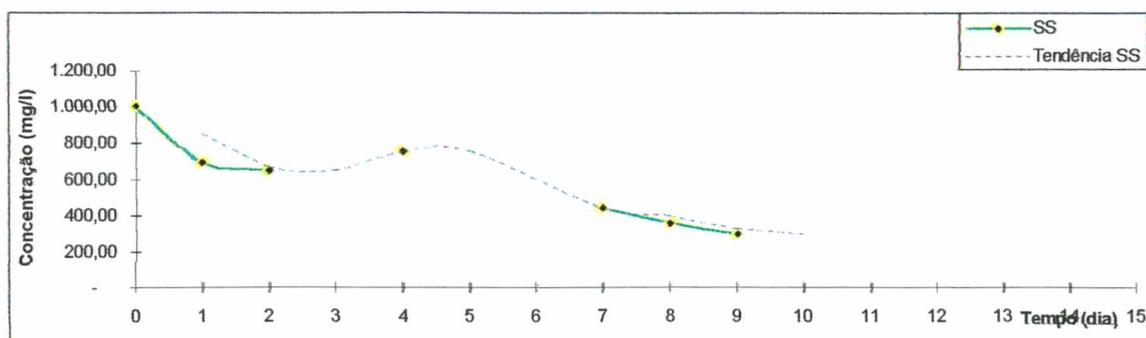


Figura 18 - Evolução de sólidos suspensos ao longo do ensaio E1C1

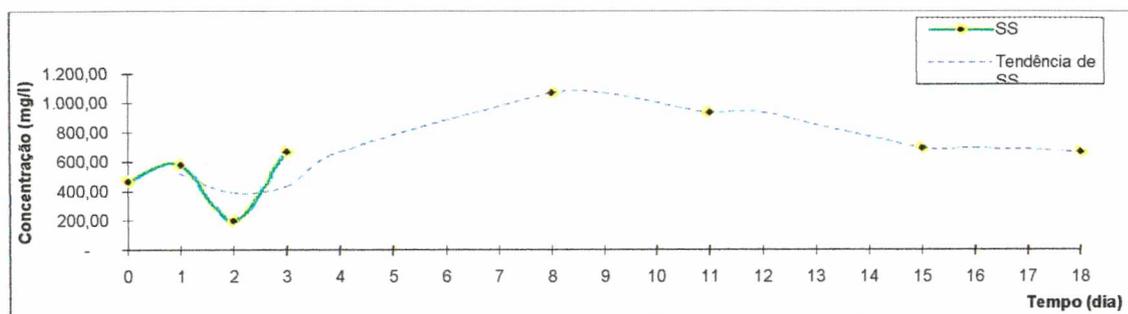


Figura19 – Evolução de sólidos suspensos ao longo do ensaio E2C2

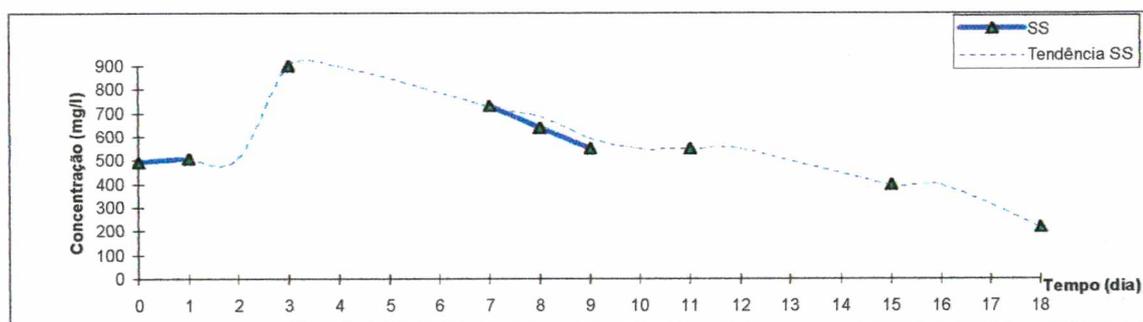


Figura20 - Evolução de sólidos suspensos ao longo do ensaio E2C4

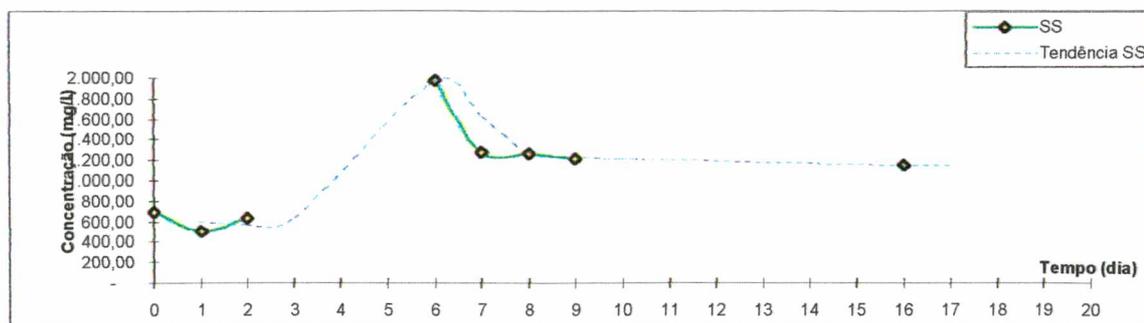


Figura 21 - Evolução de sólidos suspensos ao longo do ensaio E3C1

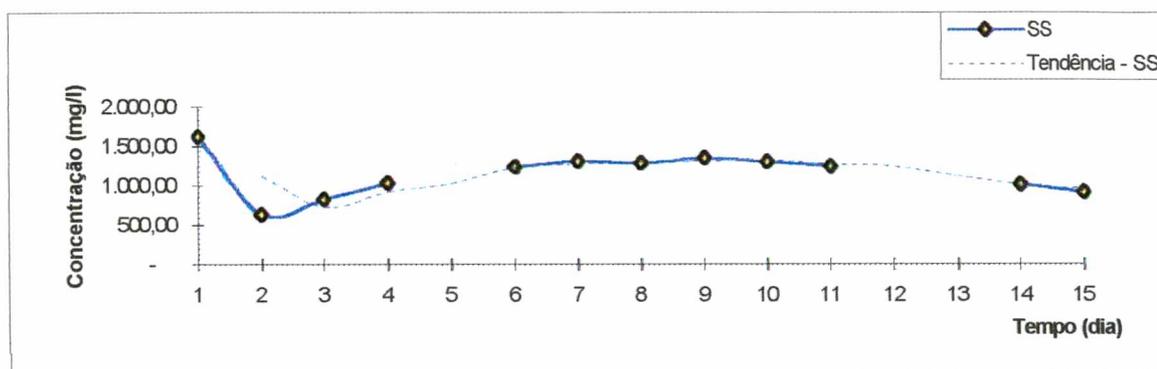


Figura 22 - Evolução de sólidos suspensos ao longo do ensaio E4C1

A figura 23 é referente à evolução de sulfato ao longo do ensaio E1C1. Observa-se a oxidação do sulfato como resultado do regime de aeração adotado.

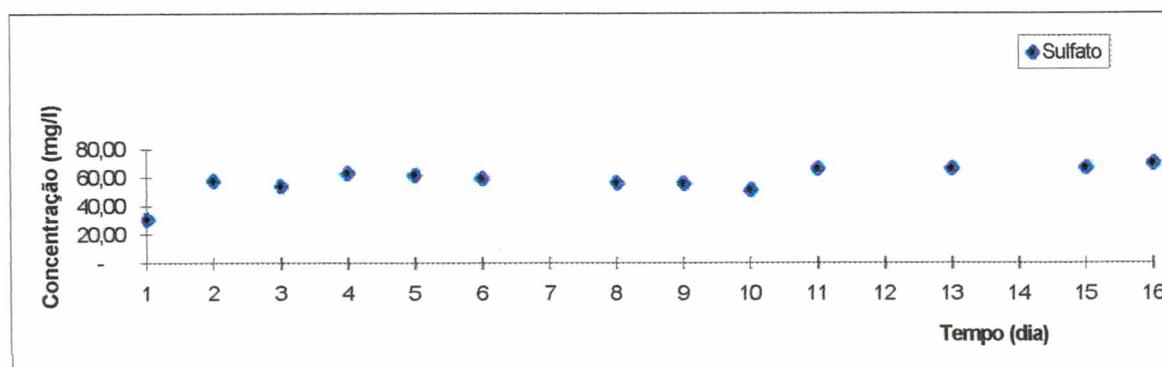


Figura 23 – Evolução de sulfato ao longo do ensaio E1C1

No processo de estabilização da matéria orgânica em sistemas biológicos de tratamento de efluentes, ocorre uma sucessão natural de microrganismos, sendo bactérias, protozoários e rotíferos, elos fundamentais nesse processo. Os estudos em paralelo, realizados por COELHO & CRUZ (1998), de monitoramento microbiológico durante o período de realização do ensaio E3C1, observando a presença de bactérias e suas variações qualitativas e quantitativas. Concluíram que, à medida que aumentava a presença de protozoários, houve uma tendência ao aparecimento de outros tipos de bactérias, com queda das já existentes. De acordo com KÖNIG, citado em GUIMARÃES (1996), esse ponto onde convivem um grande número de ciliados de vida livre e bactérias, em uma baixa concentração de matéria orgânica, caracteriza a operação de sistemas de carga convencional. Porém, não foram observados rotíferos, que sucessivamente apareceriam após os protozoários ciliados, indicando que não ocorreu a oxidação total da matéria orgânica.

#### 4.2.2. Remoção Combinada de Nitrogênio e Fósforo

Pesquisas têm sido feitas aplicando a processo de aeração intermitente para a remoção combinada de fósforo e nitrogênio dos dejetos de suínos. Entretanto, o sucesso desse tipo de tratamento, está sujeito à influência de muitos fatores, tornando o processo complexo. Além da concentração dos nutrientes, fatores como a temperatura, o OD, a estabilização do pH e a alcalinidade são fundamentais para que o processo ocorra com sucesso (OSADA *et al.*, 1991; MAEKAWA *et al.*, 1995 e WARNER *et al.*, 1986).

O processo de tratamento de dejetos com aeração intermitente possibilita que a remoção de nitrogênio seja mais efetiva pois, o período de não aeração impede o acúmulo de  $\text{NO}_2 - \text{N}$ , transformando-o em nitrogênio gasoso, garantindo que não ocorra decréscimo no pH. Condições estáveis de pH e de alcalinidade, garantem que a nitrificação ocorra suavemente no período de aeração (WARNER *et al.*, 1986).

Os trabalhos de HAGA *et al.* (1989) aplicando aeração intermitente, apontam resultados satisfatórios para a remoção de nitrogênio dos dejetos com relações N/DBO entre 0,2 e 0,4.

Confirmando esses valores, OSADA *et al.* (1991) obtiveram melhores resultados adotando o regime de aeração 1/1, apresentando maior eficiência para remoção de nitrogênio (96,9%) quando trabalhou com a relação N/DBO 0,18. Para relações N/DBO superiores a 0,31, houve uma diminuição na remoção desse nutriente. Com a relação N/DBO 0,45, a eficiência caiu para 72,2%.

Nas figuras 24 a 26, comparando os resultados obtidos nos ensaios E1C1, E2C2 e E2C4, nos quais foi aplicado o mesmo regime de aeração intermitente (2/4), observamos que maior eficiência na remoção de nitrogênio, para um tempo comum de operação do reator ( $t = 15$  dias), foi obtida no ensaio E2C4 ( 56,9% de remoção), que apresentava a mais elevada relação N/DBO (0,38).

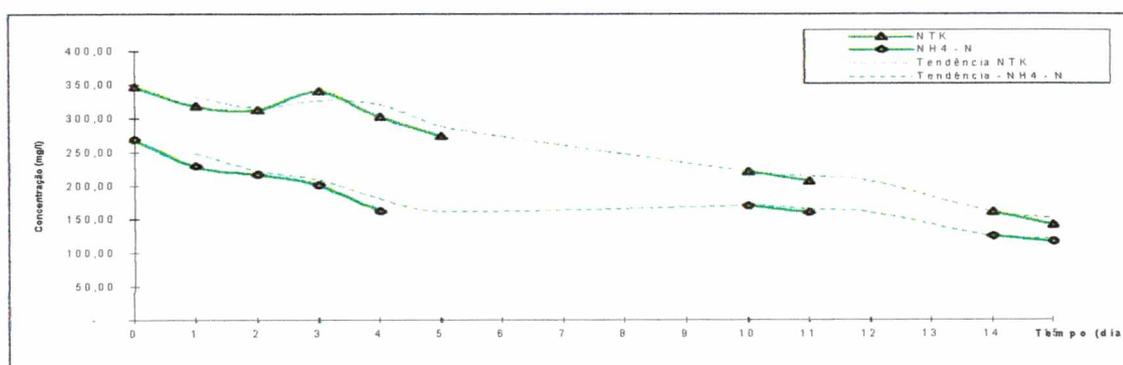


Figura 24 – Evolução de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal ao longo do ensaio E1C1

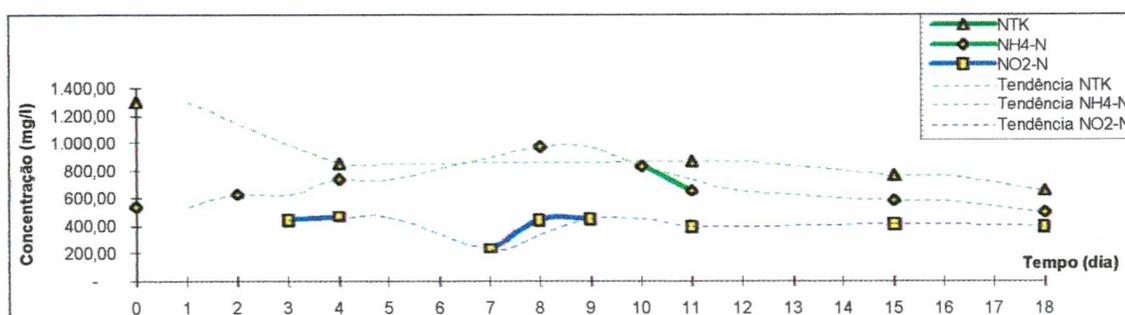


Figura 25 - Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito ao longo do ensaio E2C2

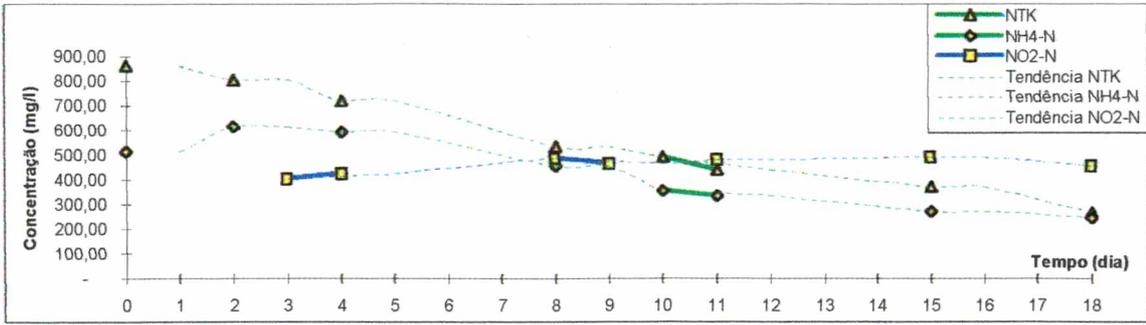


Figura 26 - Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito ao longo do ensaio E2C4

Analisando os perfis das figuras 27 a 29, que mostram a variação do pH nos ensaios E1C1, E2C2 e E2C4, observa-se que não houve uma estabilização desse parâmetro pois, os valores do pH foram aumentando ao longo dos ensaios, prejudicando a ação das bactérias nitrificantes que apresentam taxas limites de pH para suas atividades metabólicas normais (*Nitrossomonas* de 8,0 a 8,5 e *Nitrobacter* de 6,5 a 8,5).

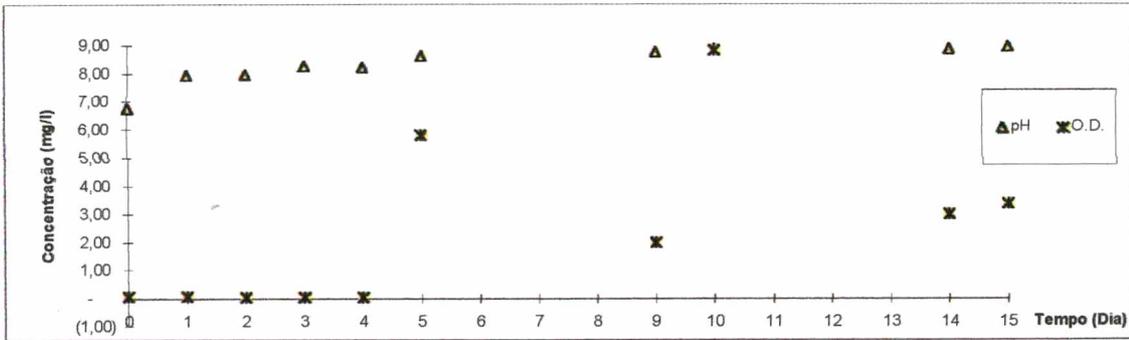


Figura 27 - Evolução de pH e Oxigênio Dissolvido ao longo do ensaio E1C1

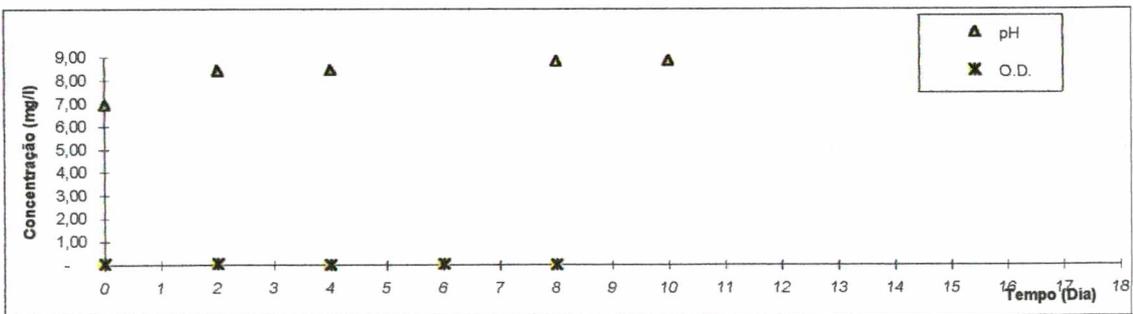


Figura 28 - Evolução de pH e Oxigênio Dissolvido ao longo do ensaio E2C2

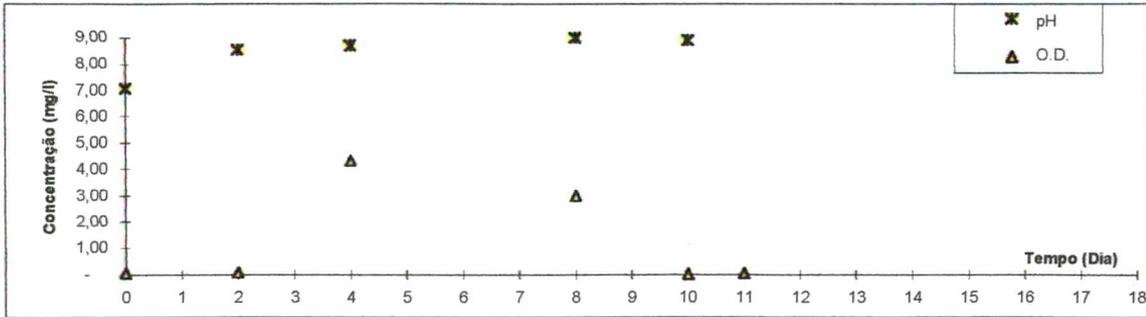


Figura 29 - Evolução de pH e Oxigênio Dissolvido ao longo do ensaio E2C4

Nos ensaios E2C2 (figura 25) e E2C4 (figura 26), nitrito é detectado a partir do 3º dia de operação do reator, confirmando o início do processo de nitrificação após a redução do COT, em razão do aumento na concentração de OD. O acúmulo de nitrito observado nos perfis desses ensaios e o não aparecimento de nitrato, confirma a influência negativa do pH (acima de 8,3) no processo de nitrificação, impedindo o processo de oxidação pelas nitrobactérias. Os valores de OD nos ensaios aparecem quase sempre nulos já que as medidas eram feitas no momento da coleta da amostra, no período de não aeração do reator.

O processo de denitrificação poderia ocorrer nos momentos de não aeração do reator, visto que, a alcalinidade foi mantida, não ultrapassando valores de pH maiores que 9,0 que segundo, MURATA *et al.* citados por MAEKAWA *et al.* (1995), reduz significativamente o processo de denitrificação.

OSADA *et al.* (1991), obtiveram melhores resultados para remoção de fósforo (80,8%) quando a relação N/DBO era 0,18 e P/DBO 0,11. Segundo esses autores, aumentando a relação N/DBO, diminui a remoção desse nutriente (fósforo). Para relação P/DBO, valores inferiores a 0,11, a remoção de fósforo também era reduzida. A menor eficiência na remoção de fósforo foi registrada quando as relações N/DBO e P/DBO, eram respectivamente, 0,45 e 0,05.

Analisando-se os ensaios E2C2 e E2C4, cujo programa de aeração seqüencial foi o mesmo (2/4) e as relações N/DBO e P/DBO muito próxima para as duas câmaras (C2 e C4), essa mesma tendência é observada já que maior remoção foi obtida com relação N/DBO menor. Evidenciando, como OSADA *et al.* (1991), que relações N/DBO maiores que 0,31, reduzem a eficiência na remoção de fósforo.

Os resultados obtidos confirmam aqueles de CONVERTI *et al.* (1993), já que o aumento na concentração de DQO ou COT, resulta em uma remoção mais efetiva do fósforo ao final do ensaio. Observou-se o fenômeno de relargagem de fósforo resultado dos períodos de não aeração, porém não foi possível traçar o perfil relacionando relargagem e absorção de fósforo com períodos de aeração e não aeração, visto que as coletas eram feitas apenas uma vez ao dia.

Nas figuras 30, 31 e 32 correspondentes aos ensaios E1C1, E2C2 e E2C4, respectivamente, observa-se períodos de relargagem e de absorção do fósforo, como descrito por CONVERTI *et al.* (1993), o aumento na concentração inicial de COT e a presença de nitrito inibem o fenômeno de relargagem de fósforo, no entanto, nesses ensaios a remoção desse nutriente é maior.

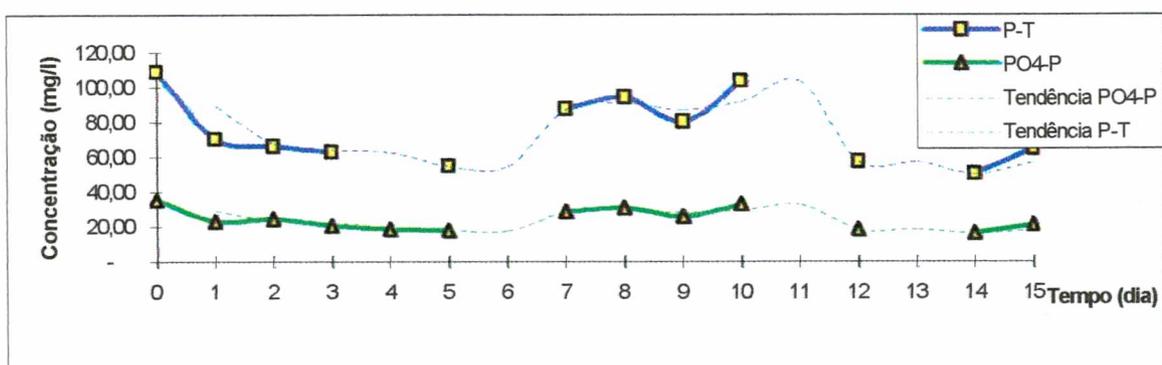


Figura 30 – Evolução de fósforo total e fosfato ao longo do ensaio E1C1

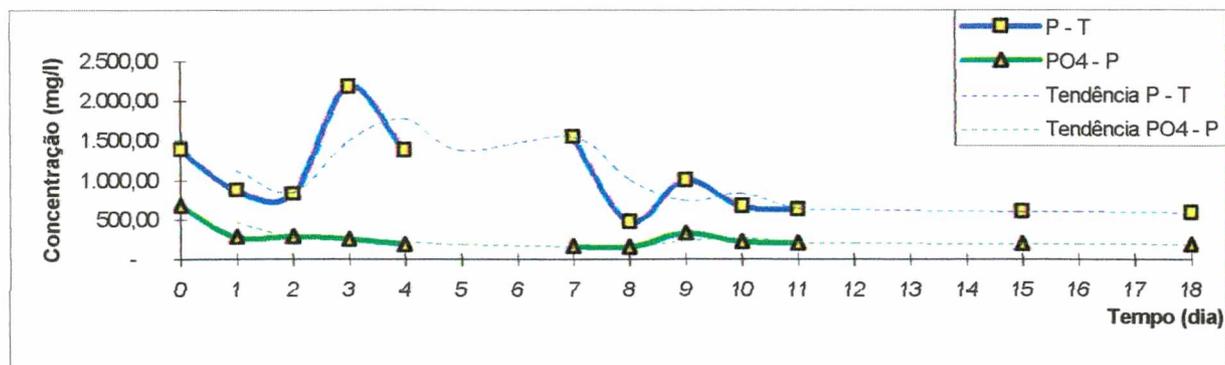


Figura 31 - Evolução de fósforo total e fósforo ao longo do ensaio E2C2

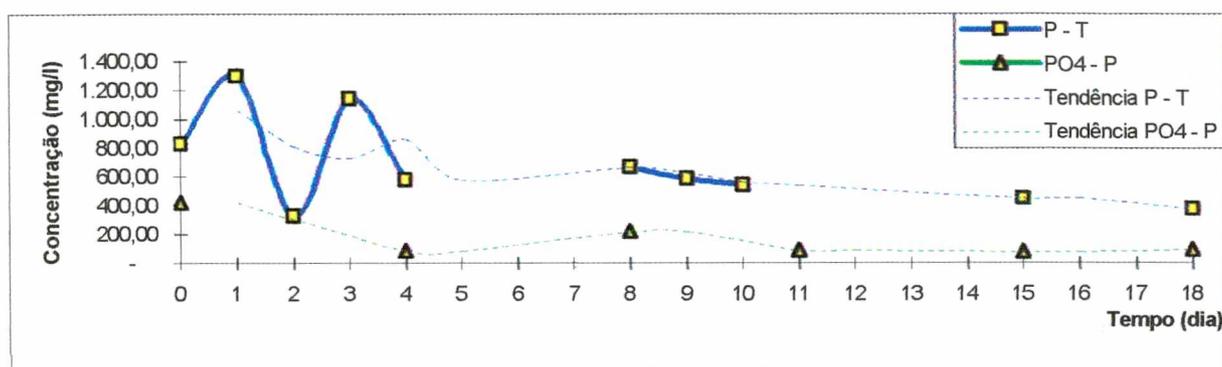


Figura 32 - Evolução de fósforo total e fósforo ao longo do ensaio E2C4

No entanto, a maior eficiência na remoção combinada de fósforo e nitrogênio dos dejetos foi obtida no ensaio E3C1, para um tempo de detenção de 21 dias (figuras 33 a 35). Deve-se considerar que, além das relações N/DBO (0,25) e P/DBO (0,09) estarem próximas as propostas por OSADA *et al.* (1991), o pH e o OD (figura 35), mantiveram-se dentro dos limites que possibilitam um bom desempenho no tratamento de dejetos de suínos, sendo que, a temperatura média (26,9°C) foi a mais elevada de todos os ensaios, aumentando consequentemente a taxa metabólica das bactérias. O regime de aeração (4/4), possibilitou que a nitrificação ocorresse já no 1º dia de operação do reator (figura 33), totalizando uma remoção de 71,7% do nitrogênio. Para o fósforo a remoção foi de 65,7% não sendo observado picos de relargagem (figura 34).

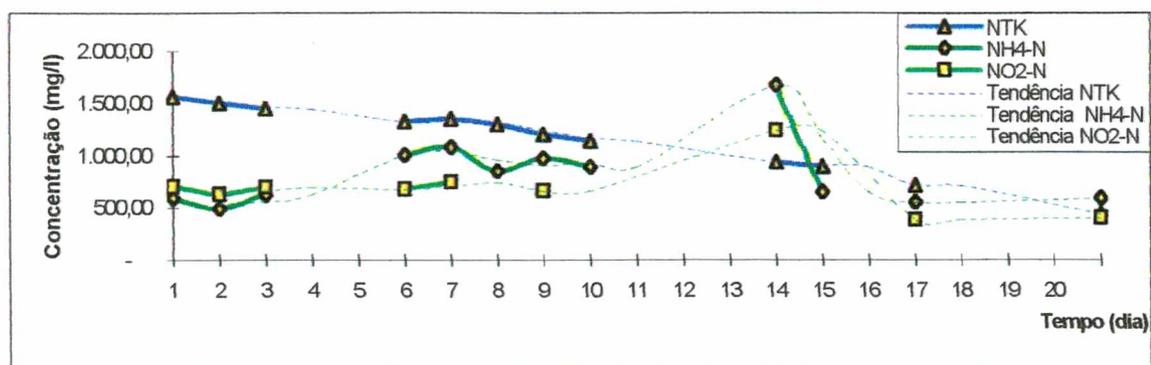


Figura 33 - Evolução de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito ao longo do ensaio E3C1

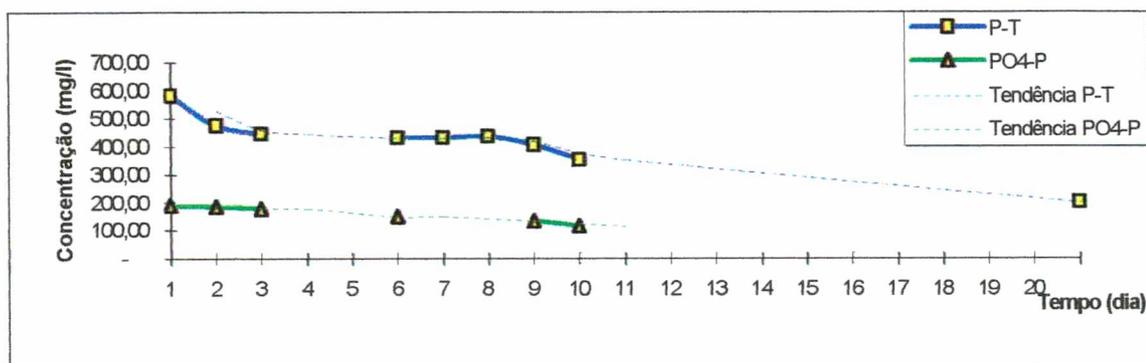


Figura 34 - Evolução de fósforo total e Fosfato ao longo do ensaio E3C1

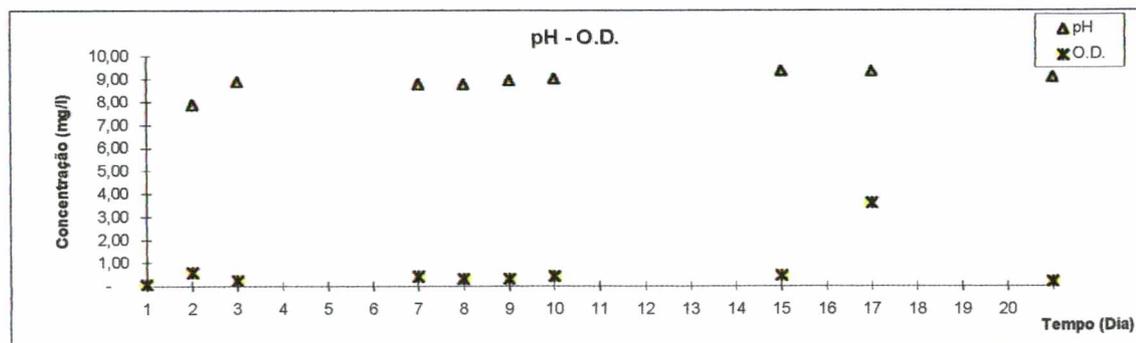


Figura 35 - Evolução de pH e Oxigênio Dissolvido ao longo do ensaio E3C1

As figuras 36 a 41 mostram a evolução dos parâmetros nitrogênio, fósforo, pH e OD, ao longo dos ensaios E4C1 e E5C1 cujas relações  $N/DBO = 0,20$  e  $0,22$ , respectivamente e  $P/DBO = 0,07$  e  $0,13$ , respectivamente, são mais próximas e nos quais o regime de aeração aplicado foi o mesmo (2/2).

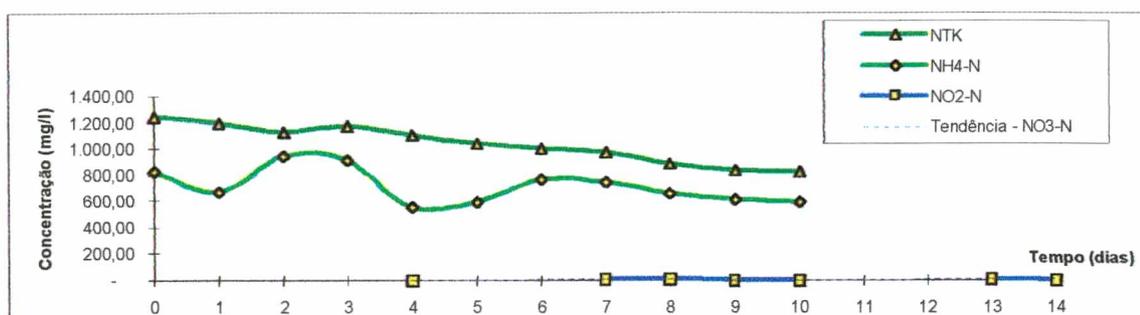


Figura 36 - Valores de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrito (valores < 10 mg/l) ao longo do ensaio E4C1

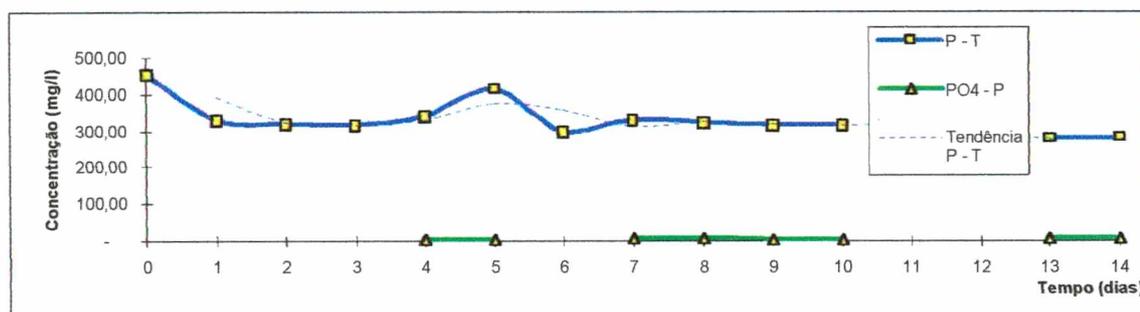


Figura 37 – Evolução de fósforo total e fosfato ao longo do ensaio E4C1

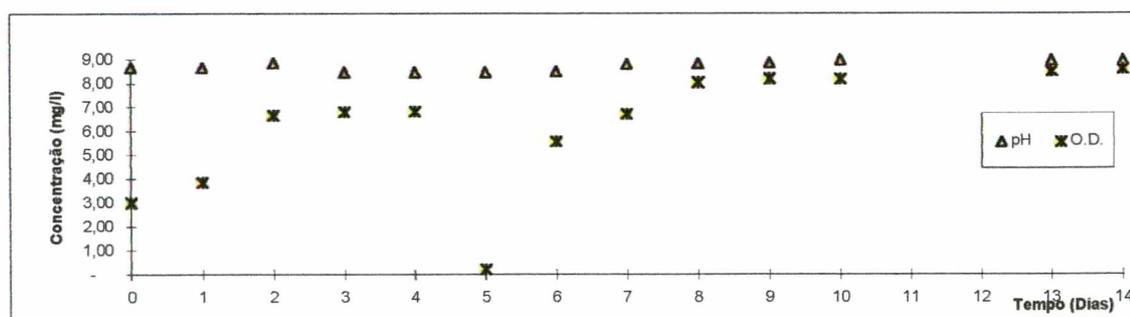


Figura 38 - Evolução de pH e Oxigênio Dissolvido ao longo do ensaio E4C1

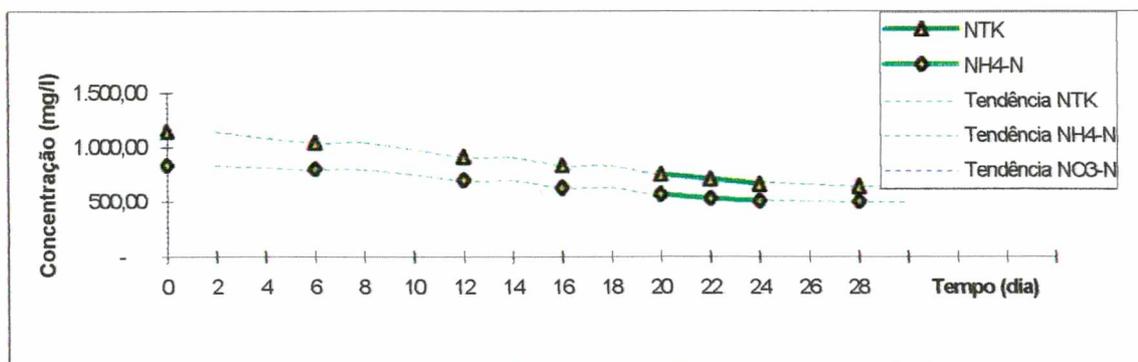


Figura 39 - Evolução de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal ao longo do ensaio E5C1

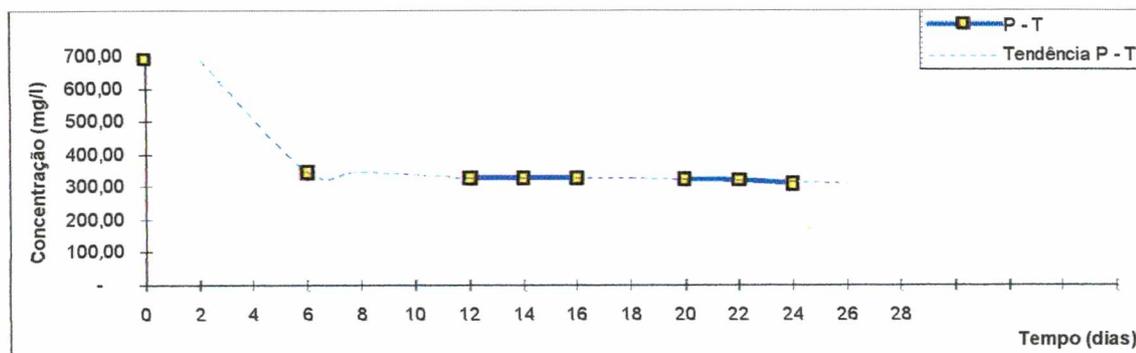


Figura 40 – Evolução de fósforo total ao longo do ensaio E5C1

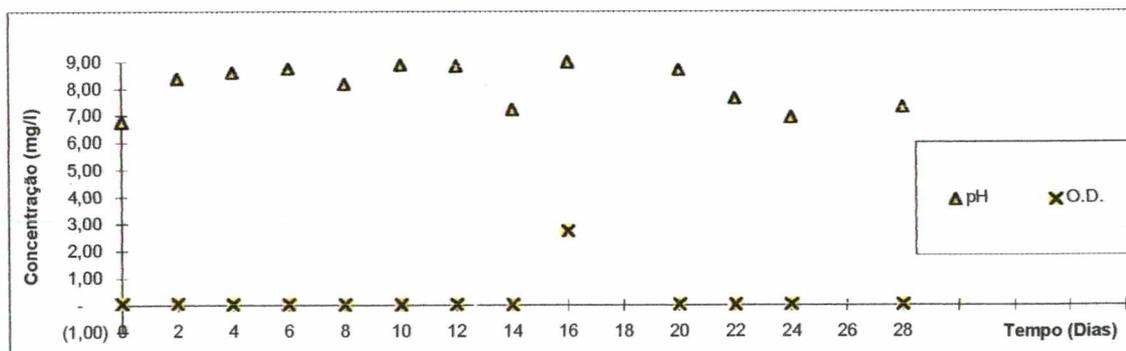


Figura 41 – Evolução de pH e Oxigênio Dissolvido ao longo do ensaio E5C1

Observa-se que nitrogênio foi melhor removido no ensaio E4C1 (figura 36) que apresentava a menor relação N/DBO (0,20) que no ensaio E5C1 (figura 39) com relação N/DBO 0,22. Valores da concentração de nitrogênio para o décimo dia de experimento (tabela I.8, em anexo), mostram que a eficiência na remoção desse nutriente no ensaio E4C1 era de 33,6%, ultrapassando a taxa de remoção do ensaio E5C1 no décimo quinto dia. Comparando os perfis de pH e OD para os dois ensaios (figuras 38 e 41, respectivamente), observa-se que durante o ensaio E4C1, houve melhor estabilização do pH e níveis de oxigênio mais elevados, o que melhora a eficiência para remoção de nitrogênio. No entanto a remoção de fósforo foi a menor de todos os ensaios, devido provavelmente, a baixa relação P/DBO (0,07) e/ou o excesso de oxigênio ao longo do experimento, não proporcionando um período anaeróbio necessário para estresse bacteriano e maior eficiência na remoção de fósforo durante o processo de aeração intermitente. Analisando-se as figuras 37 e 38 fica evidente a necessidade do período anaeróbio para que ocorra o fenômeno da relargagem de fósforo. Além disso, a partir do quarto dia de operação do reator ocorre o aparecimento de nitrito que tem efeito inibidor na relargagem de fósforo (figura 36).

No ensaio E5C1, juntamente com a baixa remoção de nitrogênio (27,3%), observa-se valores de pH menores que 7,0 (figura 41), que dificultam a ação das bactérias que reduzem amônia a nitrito (figura 39). Entretanto a remoção de fósforo nesse ensaio foi de 52,3% no tempo  $t = 6$  dias, provavelmente em decorrência da relação  $P/DBO = 0,13$  estar mais próxima daquela sugerida por OSADA *et al.* (1991) de 0,11. Na figura 39 não são verificados picos de relargagem de fósforo, apesar dos valores de OD serem praticamente nulos. Pode-se relacionar com a presença de nitrito que tem efeito inibidor no processo de relargagem de fósforo, no entanto esse parâmetro não foi verificado devido a problemas técnicos no equipamento utilizado para análise, ou ainda o momento da medida de OD nos períodos de não aeração do reator.

## 5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 5.1. – Conclusões

Para as condições estudadas neste trabalho, com tratamento de dejetos de suínos em meio anaeróbio e meio aeróbio com aeração intermitente, as análises e discussões dos resultados obtidos permitem concluir que:

- DBO, COT e DQO, são removidos tanto em tratamento anaeróbio quanto aeróbio. Porém, o tratamento aeróbio apresenta maior eficiência na remoção desses parâmetros.
- A concentração inicial de DBO e COT influenciam na eficiência do tratamento anaeróbio. Cargas elevadas retardam a remoção biológica anaeróbia dos dejetos.
- Não há boa remoção de nitrogênio na degradação anaeróbia. Sendo que, o aumento da concentração inicial de DBO e COT, diminui ainda mais a eficiência em sua remoção.
- O fósforo não é removido durante o tratamento anaeróbio e o aumento na concentração da DQO, inibe o processo de “relargagem” desse nutriente.
- DBO, COT e DQO são eficientemente removidos nos diferentes programas de aeração intermitente. Entretanto, a temperatura tem papel fundamental nesse processo.
- A eficiência na remoção da DBO é afetada pelo acréscimo da relação N/DBO no afluente.
- A remoção combinada de fósforo e nitrogênio é complexa. Não só as relações N/DBO e P/DBO influenciam na remoção desses nutrientes, mas também, fatores como OD, temperatura e pH são fundamentais para que o processo ocorra com sucesso.
- O processo de tratamento com aeração intermitente é inovador e promissor para o tratamento de dejetos de suínos, pois evita o acúmulo de  $\text{NO}_2^-$ -N, interferindo na

remoção da DBO e na atividade de nitrificação. Esse processo reduz tempo de tratamento e espaço para as instalações, acelerando a remoção da poluição carbonácea e de nutrientes desses despejos, sendo interessante sua aplicação para o caso de produtores (médios e grandes) que não dispõem de grandes áreas para localização de seus sistemas de tratamento.

## 5.2. – Recomendações

Para o desenvolvimento de futuros trabalhos com tratamento de dejetos de suínos aplicando programa de aeração intermitente recomenda-se:

- Investigar o efeito da temperatura na eficiência do tratamento, através de estudos com variações controladas desse parâmetro.
- Controlar o pH, já que sua concentração e estabilidade são de fundamental importância na remoção do nitrogênio.
- Investigar o processo de relargagem do fósforo relacionando-o com o período de aeração e não aeração.
- Realizar análise da fração solúvel para facilitar a comparação com resultados encontrados na literatura.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- ANDRADE, M. A. N. **Procedimento para simulação física de reatores anaeróbios de escoamento ascendente e manta de lodo (UASB), visando o estudo de seu comportamento hidrodinâmico.** São Carlos, 1995. Dissertação de Mestrado, 146p.
- APHA - AWWA (American Water and Wastewater Association) - WEF . **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 16<sup>rd</sup> Edition, 1992.
- BAVARESCO, A. S. L., **Lagoas de Aguapés no Tratamento Terciário de Dejetos de Suínos.** Florianópolis, 1998. UFSC. Dissertação de Mestrado, 78p.
- BELLI FILHO, P. 1995. **Stockage et odeurs des dejections animales, cas du lisier de porc.** Thèse de Doctorat de L'Université de Rennes I. France.
- BELLI FILHO, P. et al. Etude comparative du stockage du lisier de porc avec fosse à chambre unique et avec fosse à chambres en séries. 2ème. **Colloque International de Recherche Sur les Sous-produits de Traitement et Dépuración des Fluides.** Nuisances Agricoles: Constats et solutions. (1997: Rennes, França). Rennes: Gruttee, 1997.
- BORTONI, G., GEMELLI, S., RAMBALDI, A. & TILCHE, A. Nitrification, Denitrification and Biological Phosphate Removal in Sequencing Batch Reactors Treating Piggery Wastewater. . **Wat. Sci. Tech.** Vol. 26, No. 5-6, pp. 977-985, 1992
- BRANCO, S.M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária.** São Paulo, CETESB. 620p., 1986.
- CARMO J<sup>o</sup>, G. N., **Aplicabilidade do Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB) Para o Tratamento de Resíduos Líquidos da Suinocultura.** Florianópolis, 1998. UFSC. Dissertação de Mestrado, 69p.
- CASTILLO, A., CECCHI, F., & MATA-ALVAREZ. A Combined Anaerobic – Aerobic System to Treat Domestic Sewage in Coastal Areas. **Wat. Res.** Vol. 31, No 12, pp. 3057-3063, 1997
- COELHO, M. A., CRUZ, C. S. **Monitoramento microbiológico preliminar de um reator aeróbio de dejetos de suínos em batelada.** Florianópolis, 1998. UFSC. Não publicado.

CONAMA - Resolução Nº 20, de 18 de junho de 1986 Publicada no **D.O.U.** de 30/07/86

CONVERTI, A., ZILLI, M., POLONIECKI, R. H., DEL BORGHI, M., FERRAILOLO, G. Influence of Nutrient Concentration in new Operating Criteria for Biological Removal of Phosphorus from Wastewaters. **Wat. Res.** Vol. 27, No 5, pp. 791-798, 1993.

COSTA, R. H. R. **Lagoas de alta taxa de degradação e de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos.** Florianópolis, 1997. UFSC. Trabalho apresentado como parte dos requisitos de concurso público para professor titular.

COSTA, R. H. R., SILVA, F. C. M., OLIVEIRA, P. A. V. Preliminary Studies on use of lagoons in the treatment of hog waste products. In: 3 rd. IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP. Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications. **IAWQ**, 1995 a.

COSTA, R.H.R., MEDRI, W. & PERDOMO, C.C. High-Rate Degradation Pond For Swine Wastes Treatment. In: 4 rd International Specialist Conference Waste Stabilisation Ponds: Technology and Environment. **Technical Papers.** Marrakech. 1999.

FARIAS, N.M.N. **Tratamento Biológico de Despejos Líquidos da Industrialização de Tomates.** São Carlos. 1982. USP. Dissertação de Mestrado. 157p.

GOMES, P.C.R. & SOUZA, M. A. A. . Remoção de Nutrientes em reatores Sequenciais de Batelada (RSB). **VIII SILUBESA – JPA - Vol. 1 .** pp. 450 – 463, 1998.

GOSMANN, H. A., **Estudos Comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos.** Florianópolis. 1997. UFSC. Dissertação de Mestrado. 127p.

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA – Decreto Nº 14250 de 05 de junho de 1981. Publicada no **D.O.E.**

GUIMARÃES, P., **Avaliação do desempenho de uma lagoa aerada em função de suas características operacionais: Aplicação no tratamento de efluentes de indústrias de refrigerantes.** Natal.1996.UFRN. Dissertação de Mestrado. 147p.

- HAMMER, M. J. *Sistemas de Abastecimento de Águas e Esgotos*. Rio de Janeiro, **Livros Técnicos S. A.**, 1979. 563p.
- ISBIZUKA, M. M. A Biotecnologia no Tratamento de Dejetos de Suínos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**. 1998. P.16-17.
- KELLER, J., SUBRAMANIAM, K., GOSSWEIN, J., GREENFIELD, P. F., Nutrient Removal From Industrial Wastewater Using Single Tank Sequencing Batch Reactors. **Wat. Sci. Tech.** Vol.35, No 6, pp.137-144,1997.
- KERRN-JESPERSEN, J. P. & HENZE, M. Biological Phosphorus Uptake Under Anoxic and Aerobic Conditions. **Wat. Res.** Vol. 27, No 4, pp. 617-624, 1993.
- KONZEN, E.A. **Avaliação quantitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejos em forma líquida**. Belo Horizonte, 1980. UFMG. Dissertação de Mestrado.
- LETTINGA, G. et al., Use of Upflow Sludge Blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotch. And Bioeng.**, Vol.22, p.699-734, 1980.
- LEVIN, G. V. & SHAPIRO, J. Metabolic Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 37, pp.800 – 821, 1965.
- MAEKAWA, T., LIAO, C., FENG, X., Nitrogen and Phosphorous Removal for Swine Wastewater Using Intermittent Aeration Batch Reactor Followed by Ammonium Crystallization Process. **Wat. Res.** Vol. 29, No. 12, pp. 2643-2650, 1995.
- MARTIN, G. et al. **Point sur l'Épuration et le Traitement des Eaux**. Vol. 3: Phosfore. Ed. Tec. & Doc. Lavoisier, Paris.1985.
- MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas facultativas para o tratamento de dejetos de suínos**. Florianópolis, 1997. UFSC. Tese de Doutorado. 206p.
- MERKEL, J.A. **Managing livestock wastes**. Avic Publishing Company, Inc., 1981, 419p.

**METCALF & EDDY. Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse.** Third Edition, New York. 1991.

**MÜNCH, E. V. & KOCH, F.A.** A Survey of Fermenter Design, Operation and Performance in Australia and Canada. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 39, No. 6, pp. 105-112, 1999.

**NOWAK, O ., KÜHN, V. & MÜLLER, V.** A Comparison of Different Concepts of the Running-In of Nitrification and Denitrification in Activated Sludge Plants. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 39, No. 6, pp. 55-60, 1999.

**OLIVEIRA, P. A. V. et al. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos** EMBRAPA/CNPQA., 188 p. Concórdia, SC, 1993.

**OSADA, T., HAGA, K., & HARADA, Y.** Removal Of Nitrogen And Phosphorus From Swine Wastewater By The Activated Sludge Units With Intermittent Aeration Process. **Wat. Res.** Vol. 25, No. 11, pp. 1377-1388, 1991.

**OSWALD, W. J.** Micro-algae and Waste Water Treatment. **School of Environmental and Life Science.** Cambridge University, New York. USA, p. 306-394, 1988.

**POCHANA, K. & KELLER, J.** Study of Factors affecting Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND). **Wat. Sci. Tech.** Vol. 39, No. 6, pp. 61-68, 1999.

**SEDUMA - Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente.** Projeto integrado de controle de poluição pela suinocultura. (Projeto Água Limpa), Florianópolis - SC, 12p., 1990.

**SILVA, F.C.M.** **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada.** Florianópolis, 1996. UFSC. Dissertação de Mestrado. 115p.

**SILVA, S., & MARA, D. D.** Tratamentos Biológicos de águas Residuárias: Lagoas de Estabilização. **ABES.** Rio de Janeiro, 139p., 1979.

**SÍNTESE ANUAL DA AGRICULTURA DE SANTA CATARINA.** Florianópolis, Instituto CEPA., 1995.

**SOUZA, A. A. P.** **Remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização em escala real.** Campina Grande, 1994. Dissertação de mestrado.

SUDIANA, I. M., MINO, T., SATOH, H., NAKAMURA, K. & MATSUO, T. Metabolism of Enhanced Biological Phosphorus Removal and Non Enhanced Biological Phosphorus Removal Sludge With Acetate and Glucose as Carbon Source. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 39, No. 6, pp. 29-35, 1999.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: princípios de tratamento biológico de águas residuárias.** DESA-UFMG, 1996a, 134p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos: princípios de tratamento biológico de águas residuárias.** DESA-UFMG, 1996, 210p.

WARNER, A. P. C., EKAMA, G. A. & MARAIS, G. V. R. . The activated Sludge Process. Application of the General kinetic model to Anoxic – Aerobic Digestion of Waste activated Sludge. **Wat. Res.** Vol 20, pp. 943-958, 1986

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Wastewater stabilization ponds. Principles of planning & practice.** Alexandria, 1987, 139p.

## ANEXO

**Tabela 1: Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o Ensaio E1C2 - Anaeróbio**

DATA	pH	OD (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO (mg/l)	Fósforo (mg/l)	Fosfato (mg/l)	NTK	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Sulfato Aeróbio	Sulfato Anaeróbio
0	6,76	0,06	3675	2890	108,87	35,35	347,2	268,8	0,204	30,821	30,821
1	6,9	0,05	3540				347,2	234	0,072	57,921	16,107
2	6,93	0,04	3234	1954			341,6	248,5	0,586	54,115	24,338
3	6,98	0,05	2856				340,3	221,4	0,601	63,028	15
4	6,99	0,05		1750			330,4	254,8	0,481	61,832	6,194
5	7,01	0,06							0,696	59,439	9,107
6											
7					260,9	84,717	309		0,677	56,468	4,995
8				1462	372	121,174			0,381	55,968	0,501
9	7,59	0,05	1420		999,64	325,616			0,498	51,514	0,49
10	7,48	0,05	1000				277,76	204,6		66,331	
11			900	1170			265,44	207,2			
12					939,8	306,125			0,311	66,2	
13											
14	7,38	0,05			183,96	59,922	248,64	194,68	0,295	66,954	5,104
15	7,56	0,04		122	238,2	77,591	159,04	185,92	0,263	69,801	10,36

**Tabela 2: Resultados obtidos durante o período de operação do reator, para o Ensaio E1C1 - Aeróbio**

DATA	pH	Aeróbio									
		OD	DQO	DBO	Fósforo	Fósforo	NTK	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Sulfato	SS
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0	6,76	0,06	3.675,00	2.890,00	108,87	35,35	347,20	268,80	0,20	30,82	1.010,00
1	7,94	0,06	1.800,00		70,23	22,87	319,20	229,50	0,14	57,92	695,95
2	7,96	0,04	1.520,00		66,25	24,57	313,60	217,00	0,60	54,12	650,00
3	8,26	0,05	1.160,00		63,00	20,52	340,60	201,60	0,52	63,03	
4	8,22	0,05		1.280,00		18,56	302,40	162,40	0,13	61,83	760,00
5	8,62	5,80			54,65	17,80	274,40		1,21	59,44	
6											
7					87,68	28,47			0,30	56,47	440,00
8					94,60	30,72			0,31	55,97	360,00
9	8,76	1,99	300,00		80,40	26,10			0,35	51,51	300,00
10	8,86	8,83	200,00		103,88	33,07	221,76	170,80	0,40	66,33	
11			100,00	630,00			207,20	160,72			
12					57,46	18,66			0,62	66,20	
13											
14	8,86	2,98			50,30	16,33	161,28	125,44	0,33	66,95	
15	8,95	3,37		45,00	64,76	21,03	142,24	117,04	0,77	69,80	

**Tabela I.3. Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E2C2 - Aeróbio**

DATA	pH	O.D. (mg/l)	GOT (mg/l)	DBO (mg/l)	Fósforo (mg/l)	Fosfato (mg/l)	NTK	NH4-N	NO2-N	NO3-N
0	6,95	0,06	5.309,01	4.140,00	1.386,40	671,53	1.299,20	540,40		
1					871,80	274,95				
2	8,44	0,07			829,00	270,03		626,64		
3					2.177,80	249,55			445,70	
4	8,47	0,03	832,25		1.369,00	187,85	854,56	744,24	467,79	3
5										
6										
7			378,80		1.555,55	161,15			232,29	0,625
8	8,85	0,05		620,00	473,50	154,23		977,00	449,19	
9			123,80		1.005,98	327,68			458,18	
10	8,88	0,02			666,67	217,16		838,32		
11			149,30		629,89	205,18	869,12	654,08	400,51	0,317
12										
13										
14										
15			105,90	610,00	604,02	196,75	770,56	588,00	413,23	1,688
16										
17										
18			156,40		587,79	191,46	656,32	497,28	396,59	

**Tabela 1.4: Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o Ensaio E2C1 - Anaeróbio**

DATA	pH	O.D. (mg/l)	COT <sub>3</sub> (mg/l)	DBO (mg/l)	Fósforo (mg/l)	Fosfato (mg/l)	NTK	NH <sub>4</sub> - N	NO <sub>2</sub> - N	NO <sub>3</sub> - N
0	6,95	0,06	5.309,01	4.140,00	1.386,40	671,53	1.299,20	540,40		ND
1					977,80	318,50				ND
2	7,31	0,07			906,00	295,11		671,44		ND
3					1.304,20	424,82				ND
4	7,60	0,03			1.651,20	405,82	1.289,12	607,04	33,68	ND
5										ND
6										ND
7			1.338,60		1.370,94	144,84				ND
8	7,93	0,05		2.260,00	1.051,28	342,44		630,00		ND
9			1.246,00		941,02	306,52			17,76	ND
10	8,19	0,01			876,92	285,64		898,80		ND
11		0,06	1.098,00		734,80	239,35	1.059,72	875,84	20,20	ND
12										ND
13										ND
14										ND
15			802,40	1.470,00	712,30	232,02		778,96	12,70	ND
16										ND
17										ND
18			458,60		801,27	261,00	857,92	659,68		ND

**Tabela 1.5: Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E2C3 - Anaeróbio**

DATA	pH	O.D.	COT	DBO	Fósforo	Fosfato	NTK	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	SS
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0	7,08	0,06	2.813,53	2.440,40	830,80	420,74	862,40	515,70		490
1					810,20	220,44				760
2	7,48	0,07	897,40		502,60		876,96	557,76		540
3					3.757,80	271,25				880
4	7,64	0,03	301,75		1.111,20	183,22	828,80	532,56		
5										
6	8,10	0,05		1.300,00			776,16	642,88		
7			488,50		864,96				229,21	270
8	8,30	0,02			899,14		742,56	572,88		300
9			460,70		1.067,52	131,66	664,16	541,52	511,39	350
10					552,99					
11										360
12										
13										
14										
15			217,80	400,00		85,10	576,80	450,24	452,00	310
16										
17										
18			123,20			94,05		401,52	411,13	150

**Tabela 6: Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E2C4 - Aeróbio**

DATA	pH	O <sub>2</sub> D	COT	DBO	Fósforo	Fósforo	NTK	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	SS
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0	7,08	0,06	2.813,53	2.440,00	830,80	420,74	862,40	515,70		490
1					1.297,40					510
2	8,54	0,07			326,40		807,52	617,12		
3					1.140,00				402,81	900
4	8,70	4,30	250,00		577,80	86,50	722,40	593,04	427,89	
5										
6										
7			162,60							730
8	9,00	3,00		220,00	666,67	217,16	534,24	458,08	489,72	640
9			185,30		589,74				470,93	550
10	8,90	0,01			546,16		496,16	358,96		
11		0,06	116,00			89,25	444,64	337,12	485,72	550
12										
13										
14										
15			103,30	360,00	451,45	81,80	371,84	273,84	495,92	400
16										
17										
18			111,50		372,56	91,90	271,04	245,34	460,44	220

**Tabela 7: Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E3C1 - Aeróbio**

DIA	pH	O.D. (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO (mg/l)	Fósforo (mg/l)	Fosfato (mg/l)	NTK	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	SV
0			7.880,00	6.230,00	579,60	187,94	1.563,52	591,36	706,73	690
1	6,70	0,45		6.000,00	568,40	218,05	1.530,93	508,45	635,04	490
2	7,80	0,30	6.776,80		489,40	163,13	1.473,92	654,08		510
3										
4										
5			6.461,00		456,80	149,45	1.386,56	632,24	584,91	
6	7,80	0,21			454,97	148,20	1.425,76	641,20	580,25	1280
7	8,49	0,24	6.072,00	4.320,00	458,24	149,26	1.373,12	550,48	511,29	
8	8,52	0,36			421,31	138,23	1.357,44	768,88	522,80	580
9	8,40	0,38	5.888,00				1.303,68	1.028,72		570
10										
11										
12										
13							1.189,44	582,40	401,85	
14	8,74	0,30	5.640,00	2.530,00			1.137,92	567,34		
15										
16	8,71	0,20	4.324,00				911,68	868,00	589,20	750
17										
18										
19										
20	8,59	0,14			184,17	59,99	635,04	698,88	482,22	

**Tabela 118. Resultados obtidos durante o período de operação do reator para o ensaio E4C1 - Aeróbio**

DATA	pH	O.D.	DQO	DBO	Fósforo	Fosfato	INTK	NH4-N	NO3-N	SS	Sulfato
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0	8,68	3,00	8.281,95	6.200,00	455,56		1.242,08	824,24		1.620,00	79,27
1	8,68	3,85	4.429,37		328,37		1.196,16	668,08		630,00	127,20
2	8,86	6,65	4.175,90		317,94		1.130,08	947,52		830,00	91,50
3	8,46	6,80	4.102,89		315,64		1.176,00	916,72		1.030,00	108,75
4	8,46	6,83	4.103,58		341,14	3,56	1.108,80	550,00	1,80		103,47
5	8,46	0,20	3.214,78		411,96	1,80	1.037,12	590,80		1.240,00	106,00
6	8,51	5,55	2.579,45	1.620,00	300,05		1.003,52	763,28		1.310,00	99,80
7	8,79	6,72	2.380,05		328,13	7,19	971,04	747,04	7,19	1.290,00	
8	8,84	8,03	2.004,93		321,82	5,70	884,80	663,04	6,85	1.350,00	105,67
9	8,85	8,19	1.984,00		317,01	3,32	837,00	617,12	2,60	1.300,00	113,54
10	8,98	8,18	1.947,00		314,80	1,84	824,24	591,36	0,02	1.250,00	100,68
11											
12											
13	8,95	8,50	1.876,15	860,00	278,18	7,68			7,79	1.020,00	93,01
14	8,96	8,59	1.648,98		279,95	6,77			4,08	920,00	106,03