

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

***LAGOAS DE ALTA TAXA DE PRODUÇÃO DE ALGAS PARA PÓS-TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS***

JEAN RICARDO DA SILVA DO NASCIMENTO

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos
Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como
requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia**

Porto Alegre, fevereiro de 2001

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dr. Luiz Olinto Monteggia.

AGRADECIMENTOS

À minha família que, mesmo geograficamente distante sempre me deu incentivo, apoio moral, afetivo e financeiro para que eu continuasse os meus estudos.

A Deus por ter me concedido a oportunidade de estar entre vós com saúde e força para concluir mais essa etapa em minha vida.

Ao povo brasileiro que mesmo sofrido e esmagado pela política econômica vigente, contribuiu e contribui para o financiamento das pesquisas no nosso país.

Ao professor Dr. Luiz Olinto Monteggia por seu apoio, boa vontade, amizade, competência e, sobretudo, pela confiança depositada para que eu levasse adiante um trabalho de grande importância que era uma parte de um todo do Programa Nacional de Saneamento Básico – PROSAB, Tema II do edital 2.

Ao nosso então coordenador do Programa de Pós-Graduação, professora Dra. Beatriz Camaño, por se sensibilizar com os problemas enfrentados por nós, alunos e professores do Programa de Pós-Graduação do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

À secretária do Programa de Pós-Graduação, Nadir Bueno Solari e às bibliotecárias, Jussara Barbieri, Jussara Silva, Sandra Maria Gomes e suas auxiliares que sempre que solicitadas foram de grande atenção e delicadeza.

Aos funcionários do IPH por terem se comprometido com a realização da montagem do experimento e, em especial, aos funcionários do Laboratório de Saneamento Ambiental por terem sido de grande ajuda no que diz respeito a orientação e comportamento dentro do Laboratório.

Aos estagiários e bolsistas que, sem eles, provavelmente eu não teria conseguido finalizar este trabalho por se tratar de um experimento que envolvia muita mão-de-obra tanto na parte operacional quanto na parte de análises da amostras coletadas.

Aos meus colegas de curso que, com o passar do tempo, transformaram-se em amigos e companheiros de todas as horas.

RESUMO

O efluente de um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), alimentado por esgoto doméstico, foi conduzido a um sistema de lagoas de estabilização para fins de pós-tratamento. O sistema foi constituído por três lagoas de alta taxa de produção de algas em que buscou-se observar a influencia dos parâmetros de projeto sobre os níveis de pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido, remoção da matéria orgânica remanescente, remoção de bactérias patogênicas e nutrientes e, proposição de parâmetros operacionais para estas lagoas. As três lagoas foram operadas por um período contínuo de 6 meses nas condições operacionais de 9, 6 e 3 dias de tempo de detenção hidráulico com profundidades úteis de 60, 45 e 30 cm. Para remoção de matéria orgânica, baseada na DQO solúvel, conseguiu-se eficiências na faixa de 67% para a lagoa operada com profundidade útil de 60 cm. A remoção de coliformes fecais situou-se na faixa de 70 a 98%, resultando em valores de concentração acima do recomendado pela OMS (10^3 NMP/100ml), para uso irrestrito na irrigação ou lançamento em locais destinados a recreação. Os índices alcançados na remoção de nutrientes apresentaram-se bastante influenciados pela profundidade útil, com eficiência máxima de remoção de nitrogênio total na faixa de 39%, sendo que o mecanismo da volatilização pareceu ser o principal meio pela qual a amônia é removida. A remoção de fósforo atingiu valor máximo de 43% porém não foi possível identificar os possíveis mecanismos de remoção. Quanto a influência da profundidade útil e tempo de detenção hidráulico observou-se que os mesmos proporcionaram grandes variações para o pH (7,2 a 10,5), oxigênio dissolvido (0,0 a 34,0 mg/L) e alcalinidade (87,0 a 191,0 mg CaCO₃/L).

ABSTRACT

Effluent from an upflow anaerobic sludge-blanket (UASB) reactor treating domestic sewage was passed to a system of high rate algal pond for post-treatment. The system, consisting of three high rate algal pond, was used to study the effects of design parameters on pH levels, alkalinity and dissolved oxygen, removal of remaining organic matter, removal of pathogenic bacteria and nutrients, and to define parameters for ponds operation. The three ponds were operated continuously for 6 month periods in which operational conditions were retention times of 9, 6 and 3 days, with useful depths of 60, 45 and 30 cm. For removal of organic material, based on soluble COD, efficiencies of about 67% were obtained when the pond was operated at 60 cm useful depth. Removal of faecal coliforms was in the range 70 to 98%, resulting in concentration values above the WHO recommendation (10^3 NMP/100ml) for unrestricted irrigation or for disposal in recreational areas. The indices obtained for nutrient removal were found to be considerably influenced by the useful depth, the highest removal rate for total nitrogen being approximately 39%; it appeared that the volatilisation mechanism was principally responsible for ammonia removal. Phosphorus removal reached a maximum value of 43% although it was not possible to identify possible removal mechanisms. It was found that both useful depth and retention time gave rise to large variations in pH (7.2 to 10.5), dissolved oxygen (0.0 to 34.0 mg/l) and alkalinity (87.0 to 191.0 mg CaCO₃/L).

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO-----	ii
AGRADECIMENTOS-----	iii
RESUMO-----	v
ABSTRACT-----	vi
SUMÁRIO-----	vii
LISTA DE TABELAS-----	ix
LISTA DE FIGURAS-----	x
LISTA DE ABREVIATURAS-----	xii
1 INTRODUÇÃO-----	1
2 OBJETIVOS-----	3
2.1 Objetivo geral-----	3
2.2 Objetivos específicos-----	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA-----	4
3.1 Conceitos básicos e vantagens do uso de lagoas de estabilização-----	4
3.1.1 Lagoas de estabilização-----	4
3.1.2 Lagoas de alta taxa de produção de algas-----	8
3.2 Mecanismo de funcionamento das lagoas de estabilizações-----	11
3.2.1 Oxidação aeróbia e redução fotossintética nas lagoas-----	12
3.2.2 Decaimento de organismos patogênicos-----	15
3.2.3 Remoção de nutrientes-----	21
3.3 Fatores intervenientes na eficiência das lagoas-----	27
3.3.1 Temperatura-----	27
3.3.2 Velocidade de mistura-----	28
3.3.4 Profundidade das lagoas-----	29
3.3.5 Tempo de detenção-----	30
3.3.6 Luz solar-----	32
4 MATERIAIS E MÉTODOS-----	34
4.1 Descrição do experimento-----	36

4.2 Mistura/ propulsão da massa líquida no interior das lagoas -----	38
4.3 Alimentação das lagoas e destino final dos efluentes-----	39
4.4 Procedimentos iniciais -----	40
4.5 Coleta das amostras -----	41
4.6 Determinações físico-químicas e microbiológicas -----	42
4.7 Levantamento dos perfis nas lagoas de alta taxa -----	43
4.8 Análise dos resultados -----	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO-----	45
5.1 Potencial hidrogeniônico -----	45
5.2 Alcalinidade-----	49
5.3 Oxigênio dissolvido-----	52
5.4 Sólidos suspensos totais -----	56
5.5 Biomassa de algas -----	56
5.6 Remoção da DQO -----	59
5.7 Coliformes fecais -----	66
5.8 Remoção de nutrientes-----	70
5.8.1 Remoção de NTK -----	70
5.8.2 Remoção de amônia-----	75
5.8.3 Concentração de nitratos -----	80
5.8.4 Nitrogênio total -----	82
5.8.5 Remoção de fósforo -----	83
6 CONCLUSÕES-----	86
7 RECOMENDAÇÕES-----	89
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS-----	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.2.2.1: Eficiência de remoção de coliformes fecais	18
Tabela 4.1: Valores médios do desempenho do reator anaeróbio.....	35
Tabela 4.2: Dados técnicos da alimentação das lagoas.....	39
Tabela 4.3: Parâmetros analisados, método, local de realização e frequência das análises.....	43
Tabela 5.1.1: pH médio ao longo do tempo de observação	45
Tabela 5.2.1: Alcalinidade média para as três condições operacionais (mg-CaCO ₃ /L).....	49
Tabela 5.4.1: Acréscimo de sólidos suspensos para diferentes TDH.....	56
Tabela 5.5.1: Concentração média para clorofila a (µg/L) seguida da penetração do disco de secchi	57
Tabela 5.6.1: Carga de DQO _{total} (kgO ₂ /L) removida.....	59
Tabela 5.6.2: Cargas de DQO _{txf} (kg/L) e eficiências média de remoção.	64
Tabela 5.7.1: Remoção média de coliformes fecais para diferentes TDH e profundidade	67
Tabela 5.8.1.1: Concentração média de NTK (mg/L) seguidas das respectivas remoções obtidas nas três lagoas de alta taxa	70
Tabela 5.8.2.1: Concentração média de NH ₃ -N (mg/L) seguidas das respectivas remoções obtidas nas lagoas de alta taxa	75
Tabela 5.8.3.1: Concentrações médias de nitrato (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	80
Tabela 5.8.4.1: Remoção média de nitrogênio total nas lagoa de alta taxa.....	82
Tabela 5.8.5.1: Concentrações médias de fosfato (mg PO ₄ ⁻³ -P/L) em função do tempo de detenção hidráulico e eficiências alcançadas.....	83

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1: Vista superior das três lagoas dispostas em paralelo	34
Figura 4.2: Reator anaeróbio de fluxo ascendente	36
Figura 4.3: Lagoas de alta taxa de produção de algas	37
Figura 4.4: Vertedor triangular posicionados em cada lagoa.....	38
Figura 4.5: Conjunto de mistura/ propulsão rotor/moto-reductor	39
Figura 4.6: Conjunto de bombas que alimentam as lagoas	40
Figura 4.7: Controladores de frequências do moto redutores e bombas de alimentação	40
Figura 5.1.1: Variação ao longo do tempo para o pH (TDH = 9 dias).....	45
Figura 5.1.2: Variação ao longo do tempo para o pH (TDH = 6 dias).....	46
Figura 5.1.3: Variação ao longo do tempo para o pH (TDH = 3 dias).....	46
Figura 5.1.4: Perfil do pH para TDH = 9 dias (realizado em 16/09/99)	47
Figura 5.1.5: Perfil do pH para TDH = 6 dias (realizado em 08/12/99)	47
Figura 5.1.6: Perfil de pH para TDH = 6 dias (realizado em 03/11/99)	48
Figura 5.1.7: Perfil do pH para TDH = 3 dias (realizado em 27/12/99)	49
Figura 5.2.1: Variação temporal da alcalinidade (mg CaCO ₃ /L) para TDH = 9 dias	50
Figura 5.2.2: Variação temporal da alcalinidade (mg CaCO ₃ /L) para TDH = 6 dias	50
Figura 5.2.3: Variação temporal da alcalinidade (mg CaCO ₃ /L) para TDH = 3 dias	50
Figura 5.2.4: Perfil de alcalinidade para TDH = 6 dias (realizado em 08/12/99)	51
Figura 5.2.5: Perfil de alcalinidade para TDH = 3 dias (realizado em 27/12/99)	52
Figura 5.3.1: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 9 dias (realizado em 16/09/99).....	53
Figura 5.3.2: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 6 dias (realizado em 08/12/99).....	53
Figura 5.3.4: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 3 dias (realizado em 27/12/99).....	55
Figura 5.3.5: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 3 dias (realizado em 20/01/99).....	55
Figura 5.5.1: Variação da concentração de clorofila a para TDH = 6 dias	58

Figura 5.5.2: Variação da concentração de clorofila a para TDH = 3 dias	58
Figura 5.6.1: Carga DQO_{txf} para lagoa de 60 cm de profundidade TDH = 9 dias.....	61
Figura 5.6.2: Carga DQO_{txf} para lagoa de 45 cm de profundidade TDH = 9 dias.....	61
Figura 5.6.3: Carga DQO_{txf} para lagoa de 60 cm de profundidade TDH = 6 dias.....	62
Figura 5.6.4: Carga DQO_{txf} para lagoa de 45 cm de profundidade TDH = 6 dias.....	62
Figura 5.6.5: Carga DQO_{txf} para lagoa de 30 cm de profundidade TDH = 9 dias.....	63
Figura 5.6.6: Carga DQO_{txf} para lagoa de 30 cm de profundidade TDH = 6 dias.....	63
Figura 5.6.7: Carga DQO_{txf} para lagoa de 30 cm de profundidade TDH = 3 dias.....	63
Figura 5.6.8: Carga removida (kg DQO_{txf} /ha.d) em função da carga aplicada (kg DQO_{txf} /ha.d) para as lagoas com profundidade de 60, 45 e 30 cm	65
Figura 5.6.9: Relação de carga de DQO_{txf} removida em função do TDH	65
Figura 5.7.1: Porcentagem removida de coliformes fecais em função do TDH	69
Figura 5.8.1.1: Variação da concentração de NTK para TDH = 9 dias	71
Figura 5.8.1.2: Variação da concentração de NTK para TDH = 6 dias	71
Figura 5.8.1.3: Variação da concentração de NTK para TDH = 9 dias	72
Figura 5.8.1.4: Variação da concentração de NTK para TDH = 6 dias	72
Figura 5.8.1.5: Variação da concentração de NTK para TDH = 3 dias	73
Figura 5.8.1.6: Variação da concentração de NTK para TDH = 3 dias	73
Figura 5.8.1.7: Remoção de NTK em função do tempo de detenção hidráulico	74
Figura 5.8.2.1: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 9 dias	76
Figura 5.8.2.2: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 6 dias	76
Figura 5.8.2.3: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 3 dias	77
Figura 5.8.2.4: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 9 dias.....	78
Figura 5.8.2.5: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 6 dias	78
Figura 5.8.2.6: Eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal em função do tempo de detenção hidráulico	79

LISTA DE ABREVIATURAS

Afl. - afluente

CF/100mL – coliformes fecais

CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento

cv – cavalo-vapor

DBO – demanda bioquímica de oxigênio

DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias

DN – diâmetro nominal

DNA – ácido desóxirribonucleico

DQO – demanda química de oxigênio

DQO_{total} - demanda química de oxigênio total

DQO_{txf} - demanda química de oxigênio total afluente versus demanda química de oxigênio filtrada efluente

Efl. - efluente

ETE – estação de tratamento de esgoto

hp – horse power

K₂₀ – constante de degradação a 20 °C

K_b – taxa de decaimento bacteriano

K_t – constante de degradação

L₁ – lagoa número 1

L₂ - lagoa número 2

L₃ - lagoa número 3

N_{afl} - número de coliformes afluente

N_{efl} - número de coliformes efluente

nm – nanômetro (10^{-9} m)

NMP/100mL – número mais provável por 100 mL

NTK – nitrogênio total de kjeldahl

OD – oxigênio dissolvido

OMS – organização mundial da saúde

pH – potencial hidrogeniônico

RAFA – reator anaeróbio de fluxo ascendente

R^2 – coeficiente de determinação

SS – sólidos suspensos

SST – Sólidos suspensos totais

SSV - Sólidos suspensos voláteis

TDH – tempo de detenção hidráulica

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

UNT – unidade nefelométrica de turbidez

UV – ultra violeta

UVB – ultra violeta com comprimento de onda compreendido entre 290 a 320 nm

1 INTRODUÇÃO

O suprimento de água de boa qualidade, tratamento e disposição final de águas residuárias das mais diferentes atividades industriais e agrícolas, ocupa atualmente, posição importante para o desenvolvimento sustentável, ou seja, não apenas em termos econômicos, mas principalmente pela disponibilidade de mananciais superficiais ou subterrâneos de qualidade e quantidade satisfatórias para atendimento às populações atuais e futuras.

Diversas tecnologias de tratamento podem ser empregadas na depuração de águas residuárias, elegendo-se, via de regra, como critério de seleção, os custos de implantação e operação além do requisito de atendimento à legislação ambiental vigente na região.

Certas tecnologias de tratamento podem empregar simultaneamente diferentes operações e processos, dentre as quais podemos destacar o processo de lagoas de estabilização. Nessa modalidade, pode ocorrer de forma simultânea, a remoção de sólidos suspensos, degradação da matéria orgânica solúvel e particulada por processos biológicos aeróbios, anóxicos ou anaeróbios, por processos químicos de oxidação/ precipitação, além do decaimento/ morte de organismos patogênicos.

No Brasil, há um tendência muito forte ao emprego de lagoas de estabilização devido ao fato de haver disponibilidade de terras com baixo valor por hectare e condições climáticas favoráveis. O investimento inicial requerido para implantação de sistema de lagoas é, via de regra, reduzido, pois resume-se basicamente em serviços de movimentação de terra, custo operação/ manutenção baixo ou quase inexistente e consumo de energia apenas para bombeamento e eventualmente iluminação da lagoa.

Embora já se conheçam várias formas para pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios, a proposição desse trabalho visa oferecer alternativa vantajosa para pós-

tratamento visto que a demanda de área em lagoas de alta taxa pode ser menor que as demais modalidades de lagoas de estabilização.

Esta pesquisa está inserida no Programa Nacional de Saneamento Básico (PROSAB) contando com apoio financeiro da FINEP, CNPq, CAPES e CAIXA ECONÔMICA FEDERAL.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral do trabalho consiste na avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa de produção de algas, mediante definição de parâmetros de projeto e condições operacionais, referentes a esgotos sanitários pré-tratados em reator anaeróbio de manta de lodos de fluxo ascendente, em condições ambientais válidas no sul do Brasil.

2.2 Objetivos específicos

1°. Verificar a influência de parâmetros básicos de projeto sobre os níveis de pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido em lagoas de alta taxa.

2°. Avaliar a influência dos parâmetros *tempo de detenção hidráulico* e *profundidade útil* sobre a eficiência de remoção matéria orgânica e organismos patogênicos.

3°. Avaliar a eficiência das lagoas de alta taxa na remoção de nutrientes por mecanismos físico-químicos e incorporação na biomassa de algas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Conceitos básicos e vantagens do uso de lagoas de estabilização

3.1.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são grandes tanques de pequena profundidade, definidas por diques de terra, e nas quais as águas residuárias brutas são tratadas inteiramente por processos naturais, envolvendo principalmente algas e bactérias (Silva & Mara, 1979).

Na década iniciada em 1950, investigações e pesquisas sobre o processo de depuração de águas servidas começaram a ser feitas metodicamente, passando as lagoas de estabilização a merecer a atenção de autoridades e de técnicos em Engenharia Sanitária (Azevedo Netto, 1975).

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacionais e requisitos de área. De maneira geral, as lagoas de estabilização são bastante indicadas para as condições brasileiras (Sperling, 1996).

É perfeitamente reconhecida a dificuldade de acesso a recursos financeiros para aplicação em saneamento no Brasil, razão pela qual necessitamos maximizar os benefícios e reduzir os desperdícios nas obras de engenharia para o tratamento de águas residuárias. As lagoas de estabilização apresentam-se como um processo de tratamento eficiente e econômico, tornando-as uma solução economicamente viável, particularmente para cidades de tamanho pequeno e médio (Azevedo Netto, 1975).

As lagoas de estabilização também podem se apresentar como uma alternativa atraente para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo, também conhecidos como RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente), pelo fato de se manter num todo a simplicidade conceitual já assumida para os reatores anaeróbios. Esta linha de se combinar

reatores de manta de lodo com lagoas de estabilização afigura-se como de aplicabilidade extremamente ampla para o Brasil (Sperling, 1996).

As lagoas apresentam vantagens consideráveis (particularmente no que se refere a custos, necessidade de manutenção e remoção de bactérias fecais) sobre as demais técnicas de tratamento de águas residuárias, especialmente para pequenas comunidades. São, sem dúvida alguma, o mais importante processo de tratamento de águas residuárias nos climas tropicais, onde ocorre a disponibilidade de terreno e condições favoráveis de temperatura.

O seu uso, no entanto, não está restrito somente aos climas tropicais. São usadas em todas as latitudes, mesmo naqueles países tão ao norte, como o Alasca. Constitui-se em importante método de tratamento em muitos países industrializados (Silva e Mara, 1979).

No caso de lagoas, é importante destacar a elevada eficiência de remoção de organismos patogênicos, sem a dosagem de produtos químicos, como no caso da cloração, a qual é questionável pela possibilidade de geração de subprodutos tóxicos.

Nas lagoas de estabilização, podem ser alcançados excelentes níveis de remoção de patogênicos, atingindo valores na ordem de 99,99% de remoção de coliformes fecais, sendo portanto um excelente processo de tratamento, em regiões onde o objetivo de balneabilidade é importante, ou no que se refere a níveis máximos de organismos admissíveis para águas de abastecimento público (Mara, 1996).

Os principais tipos de lagoas de estabilização empregados para depuração de águas residuárias são:

Lagoa Anaeróbia: (2 a 5 m de profundidade) recebem esgotos brutos, com altas concentrações de matéria orgânica ($DBO_5 > 300 \text{ mg/L}$) ou sólidos suspensos ($SS > 300 \text{ mg/L}$). A carga orgânica é tão alta (100 a 400 $DBO_5 \text{ g/m}^3 \cdot \text{dia}$) que seu conteúdo fica quase que

totalmente isento de oxigênio dissolvido. Boa parcela dos sólidos suspensos são removidos por sedimentação no fundo da lagoa (inclusive ovos de helmintos), onde ocorre vigorosa digestão anaeróbia a temperaturas superiores a 15°C (Mara e Pearson, 1986). A remoção de DBO₅ esperada é da ordem de 50 a 70% e de coliformes fecais de 80 a 98% (Silva e Mara, 1979, Victoretti, 1973).

Lagoas Facultativas: (1,5 a 3 m de profundidade) recebem esgotos brutos (facultativas primárias) ou sedimentados (lagoas facultativas secundárias), tendo uma zona de fundo anaeróbia e uma zona superficial aeróbia, onde o oxigênio necessário para o metabolismo bacteriano é suprido pela atividade fotossintética das algas que crescem profusamente, dando ao líquido da lagoa uma coloração verde (Mara e Pearson, 1986). As cargas superficiais orgânicas aplicadas variam de 50 a 400 kg DBO₅/ha.dia, dependendo da temperatura ambiente média local. A remoção de DBO₅ varia de 60 a 90%, enquanto que a remoção de coliformes fecais varia de 38,90 a 99,99 % (Victoretti, 1973; Silva e Mara, 1979; Yang e Negano, 1982; Silva *et al*, 1987, Bernardino, 1988).

Lagoas de Maturação ou Polimento: (0,8 a 1,5 m) tratam os efluentes de lagoas facultativas ou de outros processos de tratamento (carga orgânica menor que 50 kg DBO₅/ha.dia), visando a reduzir o número de organismos patogênicos e nutrientes. Como as lagoas de maturação são lagoas fotossintéticas, o seu tamanho e número determinam a qualidade do efluente final, podendo-se atingir facilmente padrão de efluente menor que 5000 CF/100 mL, ou eficiências maiores que 99,99% na remoção de coliformes. Mesmo não sendo destinadas à redução de DBO₅, eficiências na remoção deste parâmetro ocorrem na faixa de 15 a 35%. Quanto à remoção de nutrientes, Silva (1985) relata remoções de amônia na ordem de 4 a 10%. Segundo Shimada *et al* (1987), obteve-se eficiências de 11 a 12,5% na remoção de nitrogênio total e de 20 a 53% na remoção de fósforo total em uma série de lagoas de maturação.

Lagoas de Alta Taxa de Produção de Algas: (0,30 a 0,60m), que podem substituir de forma vantajosa lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação. Neste aspecto, podemos destacar pesquisas desenvolvidas no estado da Califórnia/USA por Oswald *et al* (1997), que, mediante o emprego de lagoa anaeróbia seguida de lagoas de alta taxa de produção de algas para tratamento de esgotos sanitários, demonstraram que podem ser obtidas vantagens significativas em termos de eficiência de tratamento, mediante remoção mais eficiente de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos.

Segundo Silva e Mara (1979) e Mara e Pearson (1986), o emprego de lagoas de estabilização apresentam um série de vantagens. Destacam-se:

- os custos de implantação, operação e manutenção podem ser bem inferiores aos de outros processos de tratamento de águas residuárias e não requerem nenhuma fonte externa de energia (somente energia solar);
- são capazes de remover organismos patogênicos a níveis bastante baixos, o que viabiliza o uso de seu efluente para a irrigação de culturas, criação de peixes e principalmente controle da transmissão de doenças originadas pelos organismos presentes nos esgotos;
- são capazes de suportar cargas de choque orgânicas e hidráulicas. O longo tempo de detenção (20 a 30 dias em lagoas facultativas primárias) assegura existência de diluição suficiente para fazer face a curtas sobrecargas;
- podem tratar uma grande variedade de efluentes industriais e agrícolas, podendo-se misturá-los a efluentes domésticos;
- o alto pH que prevalece nas lagoas fotossintéticas provoca a precipitação de metais pesados, sob a forma de hidróxidos, acumulando-se nas camadas de lodo, e removendo-os da fase líquida;

- a operação e manutenção é extremamente simples, consistindo apenas de remoção de espuma nas lagoas facultativas e de maturação, corte regular de grama dos taludes e remoção de lodos nas lagoas anaeróbias a cada 5 anos ou, quando este atinge sua meia profundidade;
- as algas produzidas nas lagoas são fonte potencial de alimentos de alto teor protéico, o que pode ser convenientemente explorado através da criação de peixes.

Sua principal desvantagem reside no fato de que, devido ao seu longo tempo de detenção, necessitam de área relativamente elevada, o que inviabiliza o seu uso em locais onde não existe disponibilidade de terra ou seu custo é muito elevado. Outros autores citam também como desvantagem a presença de algas no efluente das lagoas.

Estudos econômicos mais abrangentes, onde são computados custos operacionais específicos, tais como tratamento e disposição final do excesso de lodo biológico, pessoal de operação e manutenção especializado, podem vir a demonstrar a viabilidade de uso de lagoas em pontos mais afastados dos centros urbanos, onde também o custo do terreno é mais acessível (Pearson, 1996).

A associação entre lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação vem sendo amplamente empregada, procurando-se maximizar, em cada uma delas, as respectivas reações ou mecanismos de separação de poluentes e obtendo-se assim efluente final de boa qualidade e que satisfaça às condições exigidas, de acordo com as características do corpo receptor (Gloyne e Herman, 1956; Marais, 1966 apud Mara e Pearson, 1986).

3.1.2 Lagoas de alta taxa de produção de algas

Segundo Fallowfield *et al* (1996), a lagoa de alta taxa de produção de algas é uma adaptação das lagoas de estabilização que incorpora um sistema de mistura simples e

“baffles” dentro da lagoa para controlar o fluxo hidráulico, assim incrementando a eficiência e reduzindo a sua área, otimizando-se a produção de oxigênio através da fotossíntese.

As lagoas de alta taxa de produção de algas consistem em reatores com forma de um canal de pequena profundidade, onde ocorre movimentação contínua em circuito fechado, similar ao funcionamento de valos de oxidação. Esse sistema é considerado um processo de tratamento de baixo custo que, maximizando a utilização da energia solar, possibilita maior absorção de nutrientes dos esgotos, se comparado ao sistema de lagoa convencional (Teixeira Pinto e Onoyama, 1991).

Eventualmente, as algas podem ser produzidas e armazenadas para compensar os custos operacionais. Para assegurar a máxima penetração de luz, estas lagoas são rasas (20 a 45 cm), com tempo de detenção de 1 a 3 dias, arranjadas tipicamente numa configuração de “canal infinito” similar aos valos de oxidação (Oran, 1989).

Diversas pesquisas sobre lagoas de alta taxa, divulgadas nos últimos anos, conduzidas na Europa, África do Sul, Israel e Brasil comprovam os estudos pioneiros de Oswald, tais como os reportados por Yang e Negano (1982); Rose *et al.*, (1996); Neder e Harada (1997).

A lagoa de alta taxa possibilita uma série de vantagens se comparada ao sistema convencional. Dentre elas podemos citar a pouca acumulação de lodo no reator, ausência de odor, ausência de mosquitos, nível terciário de tratamento devido a alta produtividade primária, arraste da amônia e coagulação/precipitação do fosfato (Azov e Shelef. 1987; Miller e Abeliovich, 1977; Oron e Shelef; 1982; Shelef e Azov, 1987; Bogan *et al.* 1960; Santos e Oliveira 1987). Isso é possível devido aos altos níveis de pH e OD alcançados no reator durante a fotossíntese, à “juventude” da população de algas e à constante movimentação do líquido. Tais reações são otimizadas nesta modalidade pela reduzida profundidade útil, maximizando a utilização da luz solar pela algas, e portanto, possibilitando a aplicação de

cargas mais altas de DBO e maior assimilação de nutrientes pelas vias metabólicas da biomassa (Teixeira e Onoyama, 1991).

As lagoas de alta taxa têm sido estudadas desde a década de 60 nos EUA. Nos últimos anos, este processo de tratamento tem sido extensivamente pesquisado em Israel, onde as condições climáticas e as restrições de água, energia e terras disponíveis levam à utilização e ao desenvolvimento deste conceito (Shelef e Azov, 1987). Outros países, como Portugal e EUA, também utilizam essa modalidade de processo de tratamento (Pinheiro *et al*, 1987).

Segundo Oran (1989), um grande objetivo que pode ser alcançado numa lagoa de alta taxa é a produção e armazenamento de algas. No entanto, tem-se encontrado dificuldades para se remover e armazenar as algas devido ao seu pequeno tamanho (<20 μ m). Se a remoção de algas é eficiente, é possível alcançar baixa concentração de matéria orgânica efluente, da ordem de 25mg/L em termos de DQO, no entanto a remoção de coliformes fecais mostrou-se baixa devido ao curto tempo de detenção hidráulico. Segundo o mesmo autor, as lagoas de alta taxa tem-se afastado da concepção original das lagoas de estabilização como sistema simples devido à necessidade de equipamentos mecânicos de mistura e correspondente consumo de energia, limitando seu uso num número de aplicações especiais, como por exemplo, pós-tratamento de reatores anaeróbios.

Padrões de emissão específicos para efluentes de lagoas foram recentemente propostos pelo órgão de controle ambiental dos Estados Unidos, bem como da Comunidade Européia, que evidencia a questão da presença de algas em efluente de lagoas. É um assunto controverso, porém estes órgãos aceitam que as amostras do efluente tratado sejam previamente filtradas antes da avaliação de sua eficiência, o que permite a exclusão da interferência causada pela presença das algas (Mara, 1996).

A utilização de processos de lagoas em escala real de tratamento, bem como extensas pesquisas desenvolvidas em unidades piloto, como no caso da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários/Universidade Federal da Paraíba /Campina Grande), permitiram o desenvolvimento de parâmetros de projetos e critérios operacionais válidos para condições brasileiras, conforme trabalhos publicados por Victoretti (1973); Silva e Mara (1979); Von Sperling (1996) e outros.

3.2 Mecanismo de funcionamento das lagoas de estabilizações

Podem ocorrer simultaneamente, ou não, nas lagoas de estabilização, vários mecanismos de remoção de poluentes, segundo Arthur (1986) tais como:

- Efeito reservatório, capacitando-as a receber cargas choque hidráulicas e/ ou orgânicas;
- Sedimentação primária, permitindo que os sólidos sedimentáveis depositem-se na camada de lodo;
- Estabilização da matéria orgânica por oxidação bacteriana (presença de oxigênio) e/ou digestão anaeróbia (ausência de oxigênio dissolvido);
- Remoção de organismos patogênicos, isto é, bactérias, helmintos e vírus, por insolação e outros efeitos de ambientes hostis (Arthur, 1986; Mara e Pearson, 1986).

Pode-se atingir qualquer padrão de emissão de efluente, adotando-se parâmetros de projeto adequados para uma lagoa ou uma série de lagoas para se atingir tal fim. Estudos referentes a parâmetros de projeto que otimizem o desempenho das lagoas devem ser melhor investigados (Yanes, 1982), é importante o desenvolvimento de estudos referentes a parâmetros de projeto que otimizem o desempenho das lagoas em condições reais de operação.

Gloyna e Herman (1956); Marais (1966) apud Mara e Pearson (1986) e Mara (1983) citam, em geral, que o efluente das lagoas em série é de melhor qualidade do que uma única lagoa de igual tempo de detenção e igual área, devido ao fato de reduzir a ocorrência de curto-circuitos.

Dos mecanismos acima relacionados, os que geralmente são tidos como mais importantes são: a estabilização da matéria orgânica, por digestão anaeróbia ou oxidação aeróbia, remoção de organismos patogênicos e incorporação de nutrientes na biomassa das algas as quais serão descritos mais detalhadamente a seguir.

3.2.1 Oxidação aeróbia e redução fotossintética nas lagoas

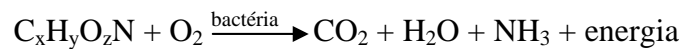
No processo de oxidação aeróbia, a matéria orgânica é degradada por bactérias heterotróficas, convertendo-a em material celular e compostos solúveis inorgânicos.

As bactérias aeróbias necessitam de oxigênio para seu crescimento, e, quando presente em meio líquido, rapidamente consomem o oxigênio dissolvido. Prevalecendo a condição aeróbia, os produtos finais gerados pela solubilização da matéria orgânica são o dióxido de carbono (CO_2), nitratos e fosfatos, que são fundamentais para o desenvolvimento das algas (Kellner e Pires, 1998).

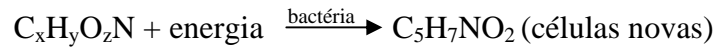
O metabolismo bacteriano é composto por duas partes: catabolismo (decomposição da matéria orgânica) para conseguir energia e anabolismo (recomposição) na sintetização de novas células (Silva e Mara, 1979; Mara, 1983).

Equações para descrever estes processos de catabolismo e anabolismo citados por estes autores acima são mostradas de forma simplificada, a seguir:

- Catabolismo;



- Anabolismo:



- Autólise (catabolismo das próprias células):



Dois terços da matéria orgânica disponível são utilizados em reações anabólicas e um terço em reações catabólicas. A equação para autólise não se processa até o final, pois cerca de 20 a 25% da massa celular são resistentes à degradação aeróbia.

O oxigênio requerido pelas bactérias é, em parte, suprido por reaeração superficial e pela atividade fotossintética das algas, que se desenvolvem naturalmente nas lagoas, quando há a disponibilidade de nutrientes e energia luminosa. À medida que as bactérias e outros microrganismos heterotróficos aeróbios alimentam-se da matéria orgânica presente e respiram, consumindo oxigênio, esta mesma respiração vai liberando, no meio, grandes quantidades de gás carbônico, que constitui a fonte primária de carbono para a síntese orgânica das algas. Desta forma, as algas utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e outros compostos inorgânicos, liberados durante a oxidação aeróbia, para síntese de seu material celular (Gloyna, 1973; Branco, 1978).

Por meio da *clorofila a*, as algas liberam oxigênio (O₂) absorvendo a energia solar e convertendo-a em calor e energia química (Kellner e Pires, 1998).

Segundo Gloyna (1971) e Uhera e Vidal (1989), o oxigênio liberado pela fotossíntese das algas é suficiente para, durante o dia, permitir sua respiração bem como a de outros microrganismos aeróbios. Além disso, as algas consomem o dióxido de carbono elevando o

pH do meio durante as horas claras do dia. Silva e Mara (1979), König (1990) e vários outros pesquisadores relataram a variação de pH das lagoas ao longo do dia.

O dióxido de carbono também pode ser extraído dos carbonatos e bicarbonatos, alterando a alcalinidade da lagoa, de bicarbonatada para carbonatada, e desta para alcalinidade a hidróxido. Esse processo continua até atingir um pH inibidor e a atividade fotossintética ser diminuída até que condições de equilíbrio sejam restabelecidas. O pH, desta forma, em uma lagoa fotossintética segue um ciclo diário, aumentando com a fotossíntese até um máximo em torno de 10 e diminuindo nos períodos noturnos, quando também predominam a respiração das algas. Nessas condições de elevados valores de pH, podem ocorrer os seguintes fenômenos (Von Sperling, 1996):

- Conversão da amônia ionizada (NH_4^+) a amônia livre (NH_3), a qual é tóxica, mas tende a se liberar para a atmosfera
- Precipitação dos fosfatos, (remoção de nutrientes)
- Conversão do gás sulfídrico (H_2S), causador de mau cheiro a bissulfeto (HS^-) inodoro.

Segundo Von Sperling (1996) o pH na lagoa também varia ao longo da profundidade e ao longo do dia. O pH depende da fotossíntese e da respiração, através das seguintes relações:

Fotossíntese:

- Consumo de CO_2
- íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a formar OH^-
- pH se eleva

Respiração:

- Liberação de CO_2
- Íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a formar H^+
- pH se reduz

O equilíbrio de pH nas lagoas de alta taxa é altamente dependente das taxas fotossintéticas das algas, podendo atingir valores de pH iguais a 11 ao meio-dia, devido à remoção de íons H^+ (Fallowfield *et al*, 1996).

3.2.2 Decaimento de organismos patogênicos

As bactérias mais importantes causadoras de doenças (comumente encontradas nas águas residuárias) são aquelas que provocam doenças intestinais, tais como: cólera, disenteria, febres tifóides e paratifóides e diarreias. Estes organismos são altamente infectantes e responsáveis por milhares de óbitos nos trópicos a cada ano (Silva e Mara, 1975).

Dependendo do uso da água ou da classe do corpo receptor, é necessário eliminar os organismos patogênicos para que se chegue a uma adequação. Normalmente, o controle destes organismos é feito baseado em amostras coletadas no afluente e no efluente final de uma estação de tratamento de esgotos, tornando possível a verificação da eficiência do sistema ou mesmo avaliar o impacto que o corpo receptor sofrerá (Kellner e Pires, 1998).

Os cientistas elegeram como melhores indicadores de poluição fecal em águas, um grupo de bactérias denominado coliformes que, na sua maioria são bactérias intestinais excretadas pelas fezes e não são, geralmente, causadoras de doenças, embora sua presença nas águas indiquem a probabilidade da ocorrência de organismos patogênicos (Soares, 1999).

Muitos dos organismos patogênicos, após excretados, podem sobreviver no meio ambiente por muito tempo, e inclusive, multiplicando-se; podendo vir a ocasionar graves problemas se entrarem em contato com os recursos hídricos existentes (Kellner e Pires, 1998).

Em geral, os organismos patogênicos aparecem em pequeno número e de maneira esporádica nos esgotos, tornando difícil sua rápida detecção. Então procura-se organismos mais facilmente detectáveis. Esses organismos são denominados organismos indicadores (Kellner e Pires, 1998).

Segundo Ceballos (1990), um organismo indicador de poluição fecal deve apresentar as seguintes características:

- estar sempre presente na flora intestinal;
- ser de origem exclusivamente fecal;
- estar presente juntamente com organismos patogênicos;
- apresentar-se em número mais elevado que os organismos patogênicos;
- ser tão ou mais resistentes que os organismos patogênicos;
- não se reproduz fora do intestino;
- ser de fácil detecção;
- não ser patogênico.

Não se conhece nenhum organismo patogênico que reúna todas estas características; porém as bactérias coliformes (fecais e totais) são comumente empregadas como organismos indicadores não patogênicos por apresentarem a maioria das características mencionadas.

Nas lagoas de estabilização podem ser alcançados excelentes níveis de remoção de organismos patogênicos, atingindo valores na ordem de 99,99% de remoção de coliformes fecais, sendo portanto um excelente processo de tratamento em regiões onde o objetivo de

balneabilidade é importante, ou no que se refere a níveis máximos de organismos admissíveis para águas de abastecimento público (Mara, 1996).

Em países tropicais, devido à predominância de altas temperaturas ambientais, ocorre o crescimento dos coliformes não fecais, não acontecendo o mesmo com os coliformes fecais ou patogênicos, resultando por conseguinte que os números de coliformes totais não estão reduzidos ao mesmo nível daqueles dos coliformes fecais, os quais são os melhores indicadores da possível presença de patogênicos (Silva e Mara, 1979).

Resultados obtidos das amostras coletadas nas lagoas de alta taxa da ETE Paranoá, situada no Distrito Federal, apresentaram concentrações de coliformes fecais na faixa de $5,0 \times 10^3$ a $2,3 \times 10^4$ NMP/100ml, o que corresponde a remoção na ordem de 99,99% a 99,95%. Tais valores são da mesma ordem de grandeza que os encontrados em lagoas facultativas convencionais (Teixeira e Onoyama, 1991).

Foram estudadas a dinâmica espaço temporal e efeitos dos fatores ambientais sobre eficiência de remoção de bactérias indicadoras de poluição em duas lagoas de alta taxa de oxidação pesquisadas por Bahlaoui *et al.* (1998). Embora as remoções de bactérias indicadoras tenham sido correlatadas por estações (remoções mais altas no verão), remoções de coliformes correlataram-se bem com tempo de detenção hidráulico, radiação solar, temperatura d'água, pH e concentração de clorofila *a*. Segundo os autores, o pH pode afetar diretamente as células das bactérias fecais (inativação do sistema enzimático, ionização dos constituintes da membrana celular) ou indiretamente (no seu ambiente através da modificação da dissociação iônica e, capacidade de solubilização e adsorção da membrana). Os autores ainda citam que pH acima de 9 aumenta o decaimento bacteriano. Tal valor é facilmente atingido nas lagoas de alta taxa devido às grandes variações climáticas. A Tabela 3.2.2.1 mostra as eficiências obtidos na remoção de coliformes fecais para duas lagoas de alta taxa, uma com tempo de detenção hidráulico variável e outra fixa, a profundidade útil das duas

lagoas foram de 35 cm, a velocidade de mistura foi de 15 cm/s e operadas por 24 meses. As duas lagoas estavam localizadas em Meze (França).

Tabela 3.2.2.1: Eficiência de remoção de coliformes fecais

Data	Lagoa A		Lagoa B	
	% remov.	TDH (d)	% remov.	TDH (d)
9-10/1988	97,9	6	99,3	8
10/88 – 01/89	64,1	4	86,9	8
1-9/89	93,4	5	98,6	8
9/89 – 01/90	94,0	12	95,2	8

Os resultados apresentados por estes autores sugerem o uso de tempo de detenção hidráulico de 8 dias para garantia de boa remoção de patogênicos durante todo ano, abrangendo inverno e verão.

Os longos períodos de detenção são decisivos no processo de redução de patogênicos. No caso de ovos de helmintos e cistos de protozoários, têm-se verificado sua remoção na fase líquida por sedimentação e permanência na camada de lodo, até o fim de seu período viável. Este período varia de espécie para espécie. Assim, de acordo com Mara e Pearson (1986), os ovos de *Ascaris* podem ter período de vida viável em mais de um ano.

Para o decaimento bacteriano, vários mecanismos concorrem, entre os quais, aumento de temperatura (pelo aumento da velocidade do metabolismo), penetração da radiação ultravioleta através da coluna d'água, altas concentrações de oxigênio dissolvido, produção de toxinas por algumas espécies de algas, disseminação do substrato disponível e aumento de pH (>9) como resultado da atividade fotossintética (Pearson, s. d.; Pearson e Konig, 1986; Pearson *et alii*, 1987).

Segundo Fallowfield *et al* (1996), o uso do efluente de lagoas de alta taxa pode ter aplicação bastante diversificada. Devido a baixa concentração de coliformes fecais, seu descarte pode ser usado para irrigação de culturas ou mesmo ser lançado em áreas de recreação sem nenhum risco para a saúde. Os valores de decaimento de patogênicos

encontrados por estes autores foram de 0,35 a 2,34 d⁻¹ para lagoas de alta taxa operadas com profundidade útil variando de 12 a 34 cm, alimentadas com esgoto sintético misturado com acetato de sódio como fonte de carbono (260 kgDQO/ha). Nos estudos desenvolvidos por estes autores observou-se boa relação do pH com a irradiação solar. Esta boa relação relatada pelos autores gerou a equação

$$K_b = 0,35 pH + 0,65 I_d - 1,96$$

Ainda, Tyrell (1976) apud Fallowfield *et al* (1996), reporta que comprimentos de onda de luz variando de 400 a 500 nm resultam em danos irreversíveis no DNA das bactérias. Estes danos provocados por estes comprimentos de ondas resulta na desativação dos organismos patogênicos levando-os à morte.

Segundo Colley *et al* (1999), a inativação do microrganismo indicador fecal exposto à luz solar é bem mais rápida que à noite. Assim, a luz solar, segundo o autor, é confirmada como sendo o principal fator que causa a desinfecção natural nas lagoas apesar delas interagirem fortemente com outros fatores ambientais.

Observações feitas por Curtis e colaboradores (1992), verificaram que a danificação dos coliformes fecais pela luz solar é dependente do oxigênio, e deram nome a esse processo de fotoxidação. Através desse mecanismo, a membrana interna, responsável por manter o pH interno da bactéria entre 7,6 a 7,8, é destruída.

Oswald (1991), afirma que as algas nas lagoas de alta taxa propiciam o aumento do pH das águas. Segundo o autor, pH de 9,2 durante 24 horas promove o decaimento de 100% de *E.coli* e presumidamente de outros organismos patogênicos. Segundo a autor, tempos de detenção hidráulico de 3 a 5 dias, com entrada contínua de esgoto e fluxo de mistura completa tende a conceder alta taxa de desinfecção no efluente das lagoas de alta taxa.

Estudos realizados por Sebastian e Nair (1984), também procuraram verificar o efeito do pH sobre o decaimento de coliformes. O trabalho desta equipe foi realizado numa lagoa de alta taxa operada com tempo de detenção hidráulico de 4 dias e com profundidade útil do canal de 25 cm. Com este tempo de detenção hidráulico e profundidade útil foi possível obter produção máxima de oxigênio igual a 34 mg/L e pH variando de 7,8 a 11,1 que, segundo os autores, foi responsável pela ausência de coliformes no efluente final. Estes resultados obtidos não levou em conta os efeitos da temperatura, da luz solar e tampouco das variações sazonais.

Hamouri *et al* (1994), estudou o efeito das estações climáticas sobre a eficiência de remoção de coliformes fecais em lagoas de alta taxa. Estas lagoas tratavam esgoto bruto com concentração orgânica de 695 mg O₂/L. Os parâmetros de projeto foram de 3 a 6 dias para tempo de detenção hidráulico, 30 a 60 cm profundidade útil e velocidade de mistura igual a 15 cm/s. O resultado global alcançado para eficiência de remoção de coliformes fecais foi de 99,98%. Ainda não sendo indicado para uso irrestrito na irrigação. Os autores recomendam para estações quentes uso de lagoas com profundidade útil de 60 cm e de 30 cm para as estações frias. Porém, o uso de profundidades úteis baixas no inverno (<60 cm) requer maior uso de área superficial. Outros fatores citados pelos autores para atingir elevada eficiência de remoção de coliformes foram pH acima de 9 e oxigênio dissolvido associado a incidência de luz solar.

A influência de diferentes fatores da luz solar e certos comprimentos de ondas causam o decaimento de organismos patogênicos nas lagoas de alta taxa a qual pode ser explicada por três mecanismos de dano a células das bactérias:

- Mecanismo 1: todo o DNA contido nos organismos são potencialmente afetados pelo UVB. Entretanto se a dose de UVB for baixa, o mecanismo de recuperação das bactérias pode enfrentar este dano.

- Mecanismo 2: o dano foto-oxidativo pelas formas reativas do oxigênio onde a produção é catalizada pelas células foto-sensitivos internas. Atinge uma faixa de alvos, dentre os quais está o DNA.
- Mecanismo 3: o dano foto-oxidativo pelas formas reativas do oxigênio o qual a produção é catalizada pelas células foto-sensitivos externas. O dano causado por este mecanismo é o dano externo (membrana celular) (Colley *et al*, 1999).

Teixeira Pinto e Neder (1994), reportaram eficiências de remoção de patogênicos na ordem de 99,95 a 99,99 % para as lagoas de alta taxa submetidas a um tempo de detenção de 2,6 dias e profundidade útil de 1,0 m. Estes valores, no entanto, devem ser verificados com maior atenção pois trata-se de valores altos para estes tipos de lagoas operadas com as condições operacionais acima citado.

A adsorção em sólidos sedimentáveis é o principal mecanismo de remoção de vírus em termos de qualidade de efluente, mas o período de sobrevivência dos vírus na camada de lodo deve ser mais prolongado por encontrarem-se protegidas das variações do pH e da temperatura (Feachen apud Mara e Pearson, 1986).

3.2.3 Remoção de nutrientes

Fora os processos metabólicos de oxidação da matéria orgânica e assimilação dos nutrientes do meio, outros processos de natureza físico-química contribuem para o processo de remoção global. O fosfato, por exemplo, pode ser precipitado e a amônia volatilizada devido aos altos níveis de pH alcançados durante a fotossíntese (Bogan *et al*, 1960; Azov e Shelef, 1987).

Os sistemas de tratamentos anaeróbios praticamente não removem nutrientes. Caso se necessite de elevadas eficiências de remoção de nutrientes, deve-se ter em mente que as

lagoas de estabilização (anaeróbias e facultativas) não são particularmente eficientes na remoção de N e P. No entanto, as lagoas rasas (maturação e alta taxa, por exemplo) podem cumprir bem este papel adicional, possibilitando principalmente a volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos (Von Sperling, 1996).

Para se conseguir a remoção de nutrientes e assim um efluente de boa qualidade, a biomassa de algas deve ser removida antes do descarte final. A matéria seca dentro de uma lagoa de alta taxa compreende as algas, bactérias, zooplâncton e detritos, todos contribuindo para a remoção de nutrientes. A composição da biomassa numa lagoa de alta taxa será influenciada pelas condições climáticas, taxa de carga orgânica e tempo de detenção (Cromar *et al*, 1992).

Segundo Sukenik *et al* (1985), a estabilização do fósforo e nitrogênio numa lagoa de alta taxa é afetada pelas conversões de fósforo e nitrogênio solúvel dentro da biomassa particulada. Adicionalmente, o pH alto neste sistema facilita a remoção de nitrogênio e fósforo através da volatilização da amônia e precipitação do fósforo, conforme mencionados por outros autores. Ainda, segundo o autor, o tratamento de águas residuárias em lagoas de alta taxa proporciona altas porcentagens de remoção de nutrientes das águas residuárias.

A assimilação dos nutrientes inorgânicos pelas algas, particularmente, amônia e fósforo, e sua conseqüente remoção da fase líquida aumenta a qualidade do efluente final, reduzindo os riscos de eutrofização dos corpos receptores (Pearson, 1987).

As águas residuárias domésticas contêm, aproximadamente, a quantidade necessária de nutrientes requeridos pelo crescimento bacteriano, porém, algumas águas residuárias industriais não contêm suficiente quantidade de nitrogênio e fósforo. A proporção de DBO_5 : N : P deve ser de cerca de 100 : 5 : 1 (Silva e Mara 1979).

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas, no geral são (Arceivala, 1981; EPA, 1983; Soares *et al*, 1995):

- Volatilização da amônia;
- Assimilação da amônia pelas algas;
- Assimilação dos nitratos pelas algas
- Nitrificação – denitrificação e
- Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

A fotossíntese contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o CO₂, ou seja, a acidez carbônica. Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições de volatilização da NH₃. Ademais, em condições de alta taxa de fotossíntese, a elevada produção algal contribui com o consumo direto de NH₃ pelas algas (Arceivala, 1981).

Adicionalmente, o desprendimento de bolhas de oxigênio da fase líquida supersaturada pode acelerar o desprendimento de NH₃. Em lagoas rasas pode-se atingir eficiência na remoção de amônia superior a 90%, cumprindo com o padrão de lançamento do CONAMA, de 5 mg/l de amônia (Van Haandel e Lettinga, 1994).

De acordo com Mara e colaboradores (1992), a remoção do nitrogênio nas lagoas de estabilização ocorre principalmente pela remoção da amônia, assim como reportado por Van Haandel e Letinga (1994), seja incorporada pelas algas, seja pela volatilização. Esta é promovida pelos altos valores de pH desenvolvidos em algumas lagoas, graças ao oxigênio obtido pela fotossíntese. Também, Picot *et al* (1993), relata que as algas contribuem para a eliminação de nutrientes por meio de dois mecanismos: incorporação biológica e aumento do pH, causando a volatilização da amônia e precipitação química do fósforo. A diminuição da performance da lagoa durante a noite é causada pela interrupção da fotossíntese combinada

com a respiração, causando a diminuição no pH, e em adição, pela entrada contínua de esgoto na lagoa.

Pano & Middlebrooks (1982) consideram a volatilização como o principal mecanismo de remoção de amônia em lagoas de estabilização; por outro lado, Reed (1985), citado por Silva e colaboradores (1991), afirma que o pH, a temperatura, o tempo de detenção hidráulico e a turbulência da massa líquida são os principais fatores que contribuem para a volatilização da amônia.

Segundo Silva e colaboradores (1991), têm-se observado remoções de nitrogênio amoniacal variando de percentuais desprezíveis até valores de 95%, para lagoas de estabilização com diferentes características operacionais.

Para Ferrara e Avci (1982), a assimilação do nitrogênio amoniacal pelas algas é a principal forma de remoção da amônia. De acordo com relatos dos autores, ocorre uma substituição entre nitrogênio presente na forma de amônia e a biomassa que, quando sedimentada no fundo da lagoa, é degradada por bactérias, produzindo amônia e um resíduo não biodegradável.

Cromar *et al* (1992) observou que a diminuição da carga de matéria orgânica favorece a incorporação do nitrogênio na biomassa das algas, 60 a 80 % de nitrogênio é assimilado pela biomassa flocular e bacteriano. Similarmente, para o fósforo, observou-se que o aumento da matéria orgânica propicia aumento de fósforo incorporado dentro da biomassa particulada na ordem de 46 a 74 %. Estas porcentagens de remoção para nitrogênio e fósforo estão relacionadas às lagoas de alta taxa operadas com tempo de detenção hidráulico de 4 e 6 dias respectivamente. Segundo estes pesquisadores, estas porcentagens alcançadas apontam a importância de se operar lagoas de alta taxa de produção de algas com tempos de detenção hidráulico superior a 4 dias para se atingir maior eficiência na remoção de nutrientes.

Porcentagens semelhantes foram encontradas por Picot *et al* (1992). Eles obtiveram remoção média 75% para o fósforo e nitrogênio amoniacal durante o verão.

Num balanço de nitrogênio realizado em lagoas de alta taxa por Bich *et al* (1999) indicou que a remoção de nitrogênio nesta lagoas devido à assimilação pelas algas corresponde a aproximadamente 50% enquanto que por desprendimento de amônia para a atmosfera corresponde a 45 %. Ainda neste estudo foram observados altos níveis de O.D. (acima de 9,6 mg/L) e pH (maior que 8,6) acompanhado pela diminuição da alcalinidade, resultado do consumo de CO₂ e bicarbonatos pelas algas.

O fósforo é essencial para o crescimento dos organismos e pode vir a ser o nutriente que limita o uso primário num corpo receptor. No caso que o fósforo seja o nutriente limitante do crescimento, seu descarte pode resultar na estimulação do crescimento de micro e macro organismos aquáticos fotossintéticos em quantidades indesejáveis (Surampalli *et al*, 1995).

A respeito do fósforo contidos nos esgotos doméstico, pode-se observar um mecanismo importante de remoção, ou seja, a precipitação química. Nos sistemas de lagoas de tratamento o fósforo também pode ser removido pela assimilação dentro da biomassa das algas e das células das bactérias. Adicionalmente, durante as horas claras, a assimilação do dióxido de carbono pelas algas fotossintéticas causa diminuição da alcalinidade bicarbonatada e aumento no pH. Isto, segundo Surampalli *et al* (1995), poderia causar alguma precipitação de fosfato.

Os detergentes sintéticos contendo polifosfatos são as principais fontes responsáveis pelo aumento significativo da quantidade de fósforo total nos esgotos (Konig *et al.*, 1991).

O fósforo presente nos esgotos é composto de fósforo orgânico e fosfatos, sendo que os últimos representam a maioria. Para Arceivala (1981) e Van Haandel e Lettinga (1994), os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são :

- Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e,
- Precipitação de fosfatos em condições de elevado pH.

A remoção de fósforo mais significativa pode ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, acima de 8. Em lagoas rasas a eficiência de remoção de fósforo pode aproximar-se a 90% (Van Haandel e Lettinga, 1994).

Segundo Silva e colaboradores (1991), as principais transformações do fósforo que podem ocorrer nas lagoas de estabilização são:

- fósforo orgânico, associado com o material suspenso afluente, sedimenta-se na camada de lodo onde é anaerobicamente decomposto.
- A parte solúvel do fósforo orgânico presente no sobrenadante é mineralizada por bactérias e convertidas em ortofosfato ((PO_4^{-3})).
- ortofosfato solúvel é assimilado por organismos aquáticos, principalmente as algas, sedimentando posteriormente e, quando degradados, desprendem ortofosfato.

Mesplé *et al* (1996), simularam concentração de PO_4 em duas lagoas de alta taxa, uma operando com tempo de detenção hidráulico variando de 2 a 12 dias e a outra com tempo de detenção hidráulico de 8 dias, ambas com profundidade útil de 35 cm e velocidade de mistura igual a 15 cm/s por um período de 24 meses. Nestas condições os pesquisadores obtiveram remoção de 10 % por precipitação enquanto que por adsorção obtiveram 30 %. Para os pesquisadores, estes valores obtidos mostraram a importância do gerenciamento deste sistema de tratamento.

Li *et al* (1991), estudando lagoas com profundidade útil variando de 0,50 a 2,00 m com objetivo de se alcançar remoção de nitrogênio e fósforo, verificaram que na biomassa viva das lagoas a remoção de nitrogênio é mais eficiente que a remoção de fósforo. Seus

estudos alcançaram eficiências de 60 a 93 % de nitrogênio amoniacal enquanto que para fosfatos conseguiram remoção de 22,6 a 1,4 % para concentração de DQO afluente de 123 mg/ L. Estes valores, segundo os pesquisadores sustentados por análises estatísticas, mostram que a remoção de nitrogênio devido a presença das algas é bem maior que a remoção de fósforo obtido do esforço associado de algas e bactérias.

Cromar *et al* (1996), estudaram os efeitos ambientais sobre a eficiência de remoção de nutrientes em lagoas de alta taxa. As lagoas estudadas pelos pesquisadores foram projetadas para operar com profundidade útil de 24 cm e tempo de detenção hidráulico de 5 dias recebendo esgoto sintético com carga de DQO igual a 260kg/ha.d. Os resultados obtidos para eficiência de remoção de nitrogênio foram de 85 % nas estações quentes e de zero nas estações frias enquanto que a média global ficou em torno de 46,2 % \pm 18,7 %. Já para a remoção de fósforo foi igualmente variável com as estações climáticas. Nas estações quentes, as lagoas alcançaram 65 % de remoção enquanto que nas estações frias foi nula. A média global para a remoção de fósforo ficou em 34 %. Os resultados desta pesquisa confirmam a eficiência das lagoas de alta taxa para remover o nitrogênio e fósforo. Porém, seu efluente descartado pode resultar num grande potencial eutrotófico para os corpos receptores.

3.3 Fatores intervenientes na eficiência das lagoas

3.3.1 Temperatura

Segundo Jordão e Pessoa (1995) e Gloyna (1973), a temperatura apresenta influência fundamental na velocidade de fotossíntese, na taxa de decomposição bacteriana, na solubilidade, na produção fotossintética de oxigênio, na solubilidade e transferência de gases e condições de mistura.

A temperatura é um fator capital no rendimento da produção fotossintética de oxigênio e nas demais reações biológicas. A temperatura ótima para produção de oxigênio é de 20°C e

os limites mínimo e máximo se situam em 4°C e 35°C. Abaixo de 4°C há paralisação quase que completa das atividades das funções das células das algas e bactérias. Acima de 35°C as algas úteis não tem mais condições de sobrevivência, enquanto que as bactérias tendem a consumir mais oxigênio (Hess, 1975).

A constante de degradação k_t é uma medida global da atividade bacteriana. A variação dos valores de k_t com a temperatura é usualmente descrita pela equação de Arrhenius da forma: $k_t = k_{20} \cdot \theta^{T-20}$, onde k_t e k_{20} são os valores de k_t a T °C e 20°C, respectivamente, e θ é a constante de Arrhenius, cujo o valor é normalmente tomado entre 1,01 e 1,09 (Silva e Mara, 1979).

3.3.2 Velocidade de mistura

O processo de estabilização da matéria orgânica e remoção de nutrientes utilizando lagoas de alta taxa tem como princípio básico a maximização da produção da biomassa (principalmente algas) através da melhor utilização da energia luminosa por unidade de volume útil. Tal fato é assegurado pelas pequenas profundidades da lagoa e a constante movimentação da biomassa de algas através de um sistema mecânico de mistura. Este sistema proporciona velocidade de mistura no líquido ao longo do reator, em torno de 10 cm/s, sem no entanto ocasionar turbulência que provoque resuspensão do lodo (Teixeira Pinto e Onoyama, 1991).

Segundo Green *et al* (1996), a velocidade de mistura nas lagoas de alta taxa faz-se importante pois, uma velocidade de mistura adequada propicia a não sedimentação das algas. As algas, que por ventura venha a sedimentar, têm baixa taxa de respiração podendo ficar no fundo das lagoas por vários meses ou até mesmo anos sem liberar para o meio líquido quantidades significantes de nutrientes. Um melhor arranjo que favoreça boa velocidade de mistura pode proporcionar uma produção diária de 45,5 a 91 kg O₂/ha. Porém, isto vem

acompanhado de uma produção diária de 31,7 a 90,7 kg de algas, o que torna o efluente potencialmente rico em nutrientes.

Estudos em Israel têm apontado que uma velocidade de fluxo em carrossel da ordem de 10 cm/s é suficiente para alcançar uma boa estabilização da matéria orgânica e remoção de nutrientes já que a biomassa de algas encontra-se completamente misturada no líquido (Shelef e Azov, 1987).

3.3.4 Profundidade das lagoas

Quanto a profundidade, em climas quentes deverá ser superior a 0,90 metros, para evitar grandes variações diárias de temperatura. Entretanto, sob o ponto de vista de rendimento ótimo da produção de oxigênio, essa profundidade não deveria ultrapassar 60 cm. Este rendimento, entretanto, depende muito do grau de agitação e da densidade da cultura de algas. Existem algas cuja cultura, suposta homogênea e em equilíbrio entre a respiração e a fotossíntese, resulta em uma camada de 0,35 metros apenas (Hess, 1975).

As lagoas rasas, com profundidade útil inferiores a 1,00 metros, podem se comportar como totalmente aeróbias onde a penetração da luz ao longo da profundidade é praticamente total (a energia luminosa tende a se extinguir com a profundidade, mesmo em águas límpidas). A produção de algas é maximizada e o pH é usualmente elevado (devido à fotossíntese), acarretando a precipitação de fosfatos. A remoção de patogênicos também é grande. Um outro aspecto relacionado às lagoas rasas é que, são mais afetadas pelas variações da temperatura ambiente ao longo do dia, podendo atingir condições anaeróbias em períodos quentes (aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica e maior influência da ressolubilização de subprodutos da decomposição anaeróbia no lodo de fundo) (Von Sperling, 1996).

Nos trabalhos desenvolvidos por Teixeira Pinto e Onoyama (1991), sugeriram-se parâmetros operacionais para as lagoas de alta taxa. O estudo foi baseado na operação de lagoas de alta taxa operadas com profundidade útil variando de 35 a 50 cm, velocidade de mistura variável e alimentada com esgoto doméstico pré-tratado num reator anaeróbio. Estes pesquisadores apontaram que para se obter boa eficiência na remoção de DQO em torno de 88% faz-se necessário operar estas lagoas com tempo de detenção igual a 4 dias e profundidade útil de 50 cm. Já para na remoção de nutrientes observaram que a eficiência foi influenciada pela profundidade, chegando a ser de 70% para lagoas operadas com profundidade útil de 35 cm e 88 % para lagoas operadas com profundidade útil variando de 45 a 50 cm. Na remoção de fósforo os pesquisadores observaram nítida dependência da eficiência com a profundidade. Com taxa aplicada abaixo de 5,5 kg P/ha.t existe uma remoção de 88 % para profundidade útil de 45 cm e 79 % para profundidade útil de 10,8 cm. Por meio dos dados apresentados, os pesquisadores propuseram o uso de lagoas de alta taxa com profundidade útil de 50 cm e tempo de detenção hidráulico igual a 4 dias para se alcançar boa remoção de matéria orgânica enquanto que para remoção de nutrientes seria interessante o uso de lagoas com profundidade útil de 45 cm e tempo de detenção hidráulico de 5 dias.

3.3.5 Tempo de detenção

Uma boa operação das lagoas de alta taxa depende principalmente das condições operacionais, climáticas e da localização. É importante salientar que dentre os principais fatores que afetam as lagoas tais como luminosidade, temperatura, tempo de detenção e profundidade útil, apenas a profundidade útil e tempo de detenção são passíveis de controle de modo a determinar uma boa produtividade de algas (Azov e Shelef, 1982).

Azov e Shelef (1982), propuseram operar lagoas de alta taxa com tempo de detenção constante em regiões de clima tropical onde as variações sazonais da temperatura da água são

mínimas. Já em regiões em que a temperatura e intensidade luminosa variam significativamente seria interessante o uso de profundidades úteis variáveis. Segundo os autores acima, o uso de tempos de detenção hidráulico igual a 3 dias produz menor biomassa com baixa porcentagem de algas, não sendo interessante pois isso acarretaria diminuição da quantidade de oxigênio fotossintético. Esta afirmação feita pelos autores deve ser melhor analisada pois uma maior carga orgânica aplicada neste tipo de lagoa disponibiliza mais nutrientes no meio favorecendo condições mais favoráveis para aumento da biomassa de algas conforme estudos realizados por Picot *et al* (1992), Teixeira Pinto *et al* (1998) entre outros.

O volume requerido para a lagoa pode ser calculado com base no tempo de detenção hidráulico e na vazão de projeto. O tempo de detenção varia também com as condições locais, notadamente a temperatura (Von Sperling, 1996).

O tempo de detenção hidráulico, na verdade, é um valor teórico. Na prática, ocorrem curtos circuitos, caminhos preferenciais, e o cálculo exato tem sido feito por meio de traçadores (Yanez, 1982).

Devido aos diversos efeitos simbióticos que ocorrem nas lagoas, a utilização dos princípios de tempo de detenção hidráulico, temperatura e velocidade constante, como parâmetros de operação e controle mais importantes, não representam o processo nas varias condições (McGarry e Pescod, 1970).

3.3.6 Luz solar

Nas lagoas de alta taxa são criadas condições ótimas para maximizar o processo de fotossíntese de modo a se obter a produção de oxigênio necessário para a estabilização aeróbia da matéria orgânica.

Estudos realizados por Teixeira Pinto *et al* (1998) em lagoas de alta taxa operadas com profundidade útil variando de 0,50 a 1,00 m, tempo de detenção hidráulico de 2,6 dias e com a introdução de uma pequena agitação mecânica para possibilitar o acesso à luz solar a todas as algas possibilitou que, as algas não móveis pudessem competir pelo substrato e pela luz solar em condições de igualdade com as demais algas. Devido a isto, conseguiu-se alta taxa fotossintética o qual possibilitou aumento do pH no líquido que, combinado com os efeitos dos raios UV do sol contribuiu para o decaimento de patogênicos e remoção de nutrientes. Neste trabalho os autores conseguiram eficiência média de remoção de patogênicos na ordem de 75% e de 17,1% para NTK, os quais são considerados valores baixos devido provavelmente ao reduzido tempo de detenção hidráulico adotado, conforme justificado os autores.

A oxigenação fotossintética, considerada o mais importante processo nas lagoas, depende basicamente da iluminação solar; neste sentido se deve determinar a prevalência, intensidade, duração e penetração da luz solar na água (Ortega, 1975).

Dependendo da localização da lagoa, a intensidade da luz pode variar consideravelmente através das estações do ano, causando grande variação na atividade biológica. A penetração e intensidade da radiação solar que atinge as algas são um dos principais fatores que afetam o crescimento (Kellner e Pires, 1998).

A intensidade luminosa, a uma dada profundidade, pode variar com os seguintes fatores locais: altitude, cobertura de nuvens, etc, e os fatores estacionais: radiação solar, penetração da luz incidente, de acordo com a profundidade, turbidez, espuma, etc. É observado que apenas uma parte da energia luminosa que chega às algas, em dias claros, é suficiente para atingir seu ponto de saturação. Mesmo em dias de chuva, a intensidade de luz pode ser superior ao limite de saturação (Branco, 1978).

Longos períodos de exposição a luz solar e grande intensidade luminosa podem provocar a destruição da clorofila por descoloração ou amarelecimento, ocasionando a diminuição da biomassa de algas (Oswald *et all.*, 1953).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As etapas experimentais deste trabalho foram realizadas na estação de tratamento de esgotos sanitários da CORSAN localizada no bairro Parque da Matriz, cidade de Cachoeirinha, região metropolitana de Porto Alegre - RS. O trabalho experimental se constituiu num pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios através de lagoas de alta taxa de produção de algas construídas para este experimento de mestrado visando obter melhor qualidade do efluente proveniente do reator anaeróbio. O período de duração dessas etapas experimentais foi de julho de 1999 a janeiro de 2000, cobrindo deste modo, inverno e verão. O experimento foi composto por três lagoas de alta taxa, trabalhando em paralelo e independentes umas das outras (**Figura 4.1**).

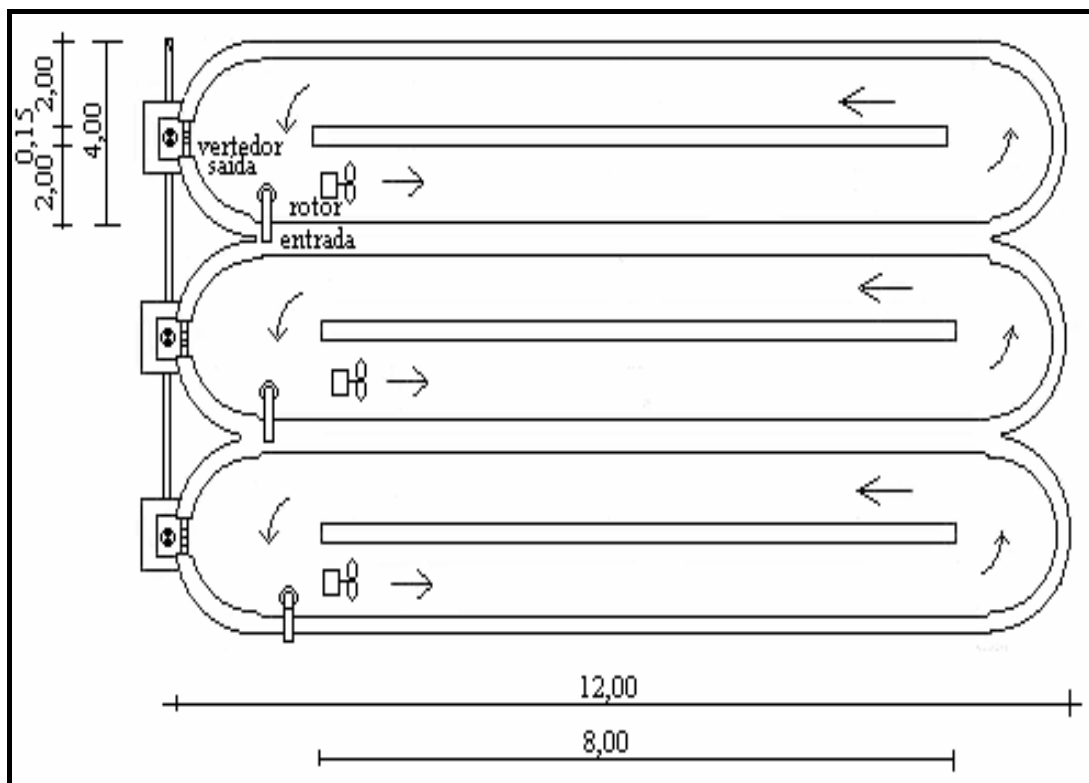


Figura 4.1: Vista superior das três lagoas dispostas em paralelo

O experimento foi dividido em três etapas com duração média de dois meses cada. As etapas foram caracterizadas em função do tempo de retenção hidráulico, a seguir descritas:

Primeira etapa – Operação das lagoas com um tempo de detenção de 9 dias nas lagoas 1, 2 e 3, com profundidade de 60, 45 e 30 cm respectivamente. As vazões aplicadas nas lagoas foram de 2,06, 1,55 e 1,03 L/min respectivamente.

Segunda etapa – Operação das lagoas com um tempo de detenção de 6 dias nas lagoas 1, 2 e 3, com profundidade de 60, 45 e 30 cm respectivamente. As vazões aplicadas nas lagoas foram de 3,10; 2,32 e 1,55 L/min respectivamente.

Terceira etapa – Operação das lagoas com um tempo de detenção de 3 dias nas lagoas 1, 2 e 3, com profundidade de 60, 45 e 30 cm respectivamente. As vazões aplicadas nas lagoas foram de 6,19; 4,64 e 3,10 L/min respectivamente.

A velocidade longitudinal nas lagoas foi mantida em 0,10 m/s para tentar garantir uma adequada mistura da massa líquida.

Tabela 4.1: Valores médios do desempenho do reator anaeróbio

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente
Temperatura	°C	21	21
Vazão	L/min	300	-
pH	-	7,16	7,12
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	207	256
SST	mg/L	143	75
SSV	mg/L	77	38
DQO	mgDQO/L	304	171
DQO filtrada	mg DQO/L	120	79
Nitrito	mg NO ₃ ⁻² -N/L	2,35	0,89
Nitrato	mg NO ₂ ⁻ -N/L	0,81	5,11
Fosfato	mg PO ₄ ⁻ -P/ L	6,74	3,07
Sulfato	mg/ L	42,75	42,67
NTK	mg/ L	54,43	50,73
Amônia	mg NH ₃ -N/L	45,76	36,49
Col. total	NMP/100 mL	5,11E+07	6,32E6
Col. fecais	NMP/100 mL	4,84E+06	3,99E6

O esgoto que provinha de um conjunto residencial com aproximadamente 12.000 habitantes, inicialmente conduzido às unidades de pré-tratamento (gradeamento e desarenação), seguindo após à um reator anaeróbio de manta de lodos de fluxo ascendente. A

Tabela 4.1 apresenta as características médias do afluente bruto e efluente do tratamento anaeróbio. Foi com este efluente que se alimentou as lagoas que serviram de objetos de estudo.

O desempenho das lagoas experimentais foi monitorado em termos de remoção da matéria orgânica, clorofila *a*, remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos, variações horárias de pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido, bem como penetração da luz solar e temperatura da água com o objetivo de se verificar esses dois efeitos ambientais no processo de remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos.

4.1 Descrição do experimento

A estação onde foi realizada a pesquisa era constituída de:

- 1- Tratamento preliminar – Grades e caixa de areia;
- 2- Reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) com volume útil de 145 m³/célula.

A alimentação das lagoas foi realizada mediante bombeamento contínuo de efluente da célula D (direita), a qual era operada com um tempo de detenção hidráulico igual a 6 horas.



Figura 4.2: Reator anaeróbio de fluxo ascendente

O descarte de lodo era controlado mediante observação do nível do manto de lodo, fazendo-se a abertura de registros de gaveta localizadas em uma das paredes laterais do reator. Esse material descartado do reator era destinado a dois leitos de secagem, dispostos paralelamente.

A jusante desse reator encontravam-se as lagoas que serviram de estudos para o presente trabalho. Ao lado do RAFA foram construídas as três lagoas de formato elipsoidal como podem ser visualizadas na **Figura 4.3**.



Figura 4.3: Lagoas de alta taxa de produção de algas

O sistema aeróbio era composto por três lagoas que ocupavam uma área de 134 m², dentro da estação, com dimensões de 12,00 m de comprimento por 4,00 m de largura e 0,80 m de altura. As paredes das lagoas eram feitas de tijolos e argamassa de cimento/ areia, revestidas com impermeabilizantes com a finalidade de impedir infiltrações. A placa de concreto que serviu de fundo para as lagoas já existia antes mesmo de serem construídas as lagoas. Essa placa tinha uma espessura de aproximadamente 10 cm, também impermeabilizada e reforçada com uma argamassa de menor fator água/cimento. O efluente era retirado mediante um vertedor triangular (**Figura 4.4**) o qual também definia o nível de água.



Figura 4.4: Vertedor triangular posicionados em cada lagoa

A obtenção da vazão necessária para alimentar as lagoas era feita por meio de bombas de deslocamento positivo. Foram instalados três pontos de sucção na saída do reator para atender as três bombas de maneira independente (sem interferência de perdas de carga entre as mesmas).

4.2 Mistura/ propulsão da massa líquida no interior das lagoas

O sistema de mistura/ propulsão da massa líquida no interior de cada lagoa era constituído por rotor de eixo horizontal, acionado por um conjunto moto-redutor com potência máxima de 1,5 cv, e ajuste de rotação através de inversores de frequência. Este rotor misturava e impulsionava a massa líquida no interior da lagoa. Cada rotor era composto por seis pás de compensado naval com dimensões de 1,90 m de comprimento por 55 cm de altura. Este sistema de mistura/ propulsão foi totalmente confeccionado na tornearia do Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS. Para redução dessa rotação usou-se duas reduções atingindo uma redução total de 1:400 (**Figura 4.5**).



Figura 4.5: Conjunto de mistura/ propulsão rotor/moto-reductor

4.3 Alimentação das lagoas e destino final dos efluentes

As lagoas foram alimentadas com efluentes provenientes do UASB, através de bombas de deslocamento positivo. A captação do efluente, já citada anteriormente, foi feita diretamente no interior do UASB (Figura 4.6).

Tabela 4.2: Dados técnicos da alimentação das lagoas.

Alimentação			Bomba		
Lagoa	Sucção (DN)	Recalque (DN)	Modelo	Potência	Vazão (L/min)
L ₁	40 mm	20 mm	HD20	0,33 cv	9,00
L ₂	40 mm	20 mm	2NP15	0,5 hp	13,00
L ₃	25 mm	20 mm	2NP15	0,5 hp	5,00

As frequências das três bombas foram controladas por meio de inversores de frequência (**Figura 4.7**). O recalque para as lagoas foi feito com mangueiras de borracha pois eram de fácil manuseio. O ponto de chegada do afluente dentro da lagoa foi posicionado de forma a não causar curto-circuito com o ponto de saída do efluente.

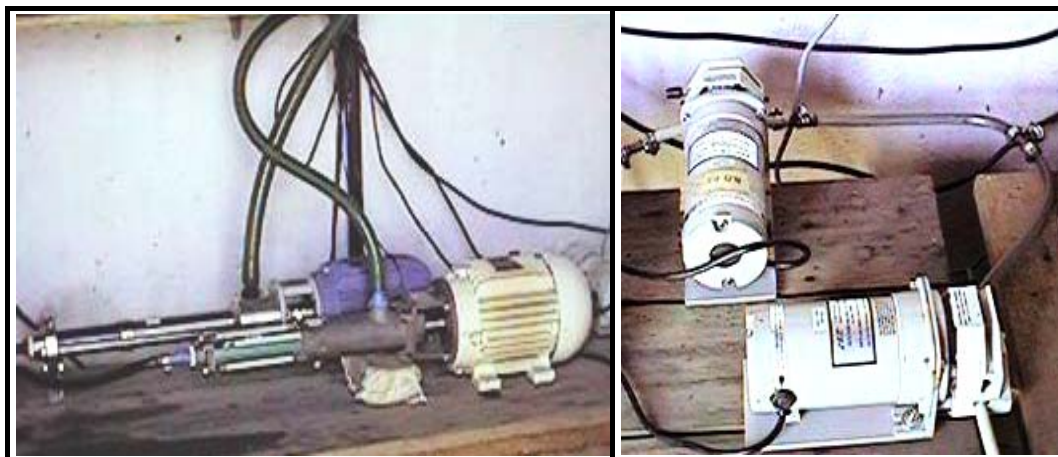


Figura 4.6: Conjunto de bombas que alimentam as lagoas



Figura 4.7: Controladores de frequências do moto redutores e bombas de alimentação

O efluente das lagoas era lançado em canaletas localizadas abaixo do vertedor de saída, as quais o conduzia para fora da estação, em uma área livre situada ao lado da estação de tratamento da CORSAN.

4.4 Procedimentos iniciais

- 1- Enchimento das lagoas com água de torneira;
- 2- Realização de perfis de velocidades longitudinais;
- 3- Elaboração de curvas Frequência x Velocidade;
- 4- Correção das zonas mortas com o uso de “baffles”.

O sistema utilizado no experimento teve construção iniciada em março de 1999 e funcionamento definitivo a partir de junho de 1999, sendo seu monitoramento efetuado no período compreendido entre julho de 99 a janeiro de 2000.

A etapa inicial de ajustes mecânicos e hidráulicos para atendimento das variáveis requeridas no plano de trabalho demandou cerca de 3 meses, devido a necessidade de se chegar a uma funcionamento estável. Esses ajustes, bem como as dificuldades enfrentadas nessa etapa encontram-se também relatados no capítulo “Conclusões e Recomendações”.

4.5 Coleta das amostras

As amostras simples no reator completamente misturado eram coletadas 2 vezes na semana, no horário da manhã para viabilizar as análises imediatas no laboratório.

As amostras eram coletadas tanto na entrada/ saída do RAFA como nas saídas das três lagoas.

A preservação das amostras de cada uma das três lagoas e dos pontos de entrada/ saída do reator foram coletadas em três tipos diferentes de frascos. Nos frascos plásticos, com volume de 1000 ml eram colocadas as amostras que seriam analisadas no mesmo dia afim de se determinar alcalinidade, pH, sólidos, coliformes, nitritos, nitratos, fosfatos, sulfatos, clorofila *a*; nos frascos de volume de 500 ml, adicionou-se um volume de 0,1 ml de ácido sulfúrico para conservação das amostras que só seriam analisadas no dia seguinte tais como DQO, NTK e NH_3 ; e nos frascos com o volume de 100 ml eram coletadas as amostras que seriam usadas para determinação da turbidez. Todos os frascos eram esterilizados para se evitar contaminação com amostras anteriores.

Simultaneamente a essas coletas, eram feitas medidas de temperatura com a introdução de um termômetro no interior da massa líquida das lagoas e também no reator.

Também nesse momento eram feitas medidas da penetração da luz no interior da massa líquida usando-se um disco de Secchi.

As amostras não processadas imediatamente eram deixadas dentro das garrafas plásticas e armazenadas a uma temperatura de 4°C.

4.6 Determinações físico-químicas e microbiológicas

As determinações físico-químicas e biológicas foram realizadas no laboratório do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, seguindo recomendações e métodos do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995)” e, também com recomendações/ uso de outros autores e equipamentos:

- a) Clorofila *a* – determinada pelo técnica descrita no “Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Water (1978)”.

- b) Coliformes totais/fecais: as determinações das concentrações bacteriológicas foram feitas segundo a técnica do uso de tubos múltiplos, conforme descrito na Normalização Técnica CETESB (1984) e de acordo com o “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1995)”.

Segue na Tabela 4.3 todos os parâmetros analisados ao longo de todo o trabalho experimental:

Tabela 4.3: Parâmetros analisados, método, local de realização e frequência das análises

Parâmetros	Métodos	Unidade	freqüência
pH	potenciométrico	-	2 anal. semanais
Alcalinidade	titulométrico	mg CaCO ₃ /L	2 anal. semanais
Amônia	titulométrico	mg NH ₃ -N/L	2 anal. semanais
Coliformes fecais	incubação	NMP/ 100 ml	2 anal. semanais
Coliformes totais	incubação	NMP/ 100 ml	2 anal. semanais
Clorofila <i>a</i>	espectofotometria	µg/ L	2 anal. semanais
DQO _{total}	tit. – refluxo fechado	mg O ₂ / L	2 anal. semanais
DQO _{filtrada}	tit. – refluxo fechado	mg O ₂ / L	2 anal. semanais
Íons	-	-	-
Fosfatos	cromatografia iônica	mg PO ₄ ⁻³ -P/ L	2 anal. semanais
Nitrato	cromatografia iônica	mg NO ₂ ⁻ -N/L	2 anal. semanais
Nitrito	cromatografia iônica	mg NO ₃ ⁻ -N/L	2 anal. semanais
Sulfato	cromatografia iônica	mg/ L	2 anal. semanais
NTK	macro-Kjeldahl	mg/ L	2 anal. semanais
Sólidos Susp. Totais	gravimétrico	mg/ L	2 anal. semanais
Sólidos Susp. Volát.	gravimétrico	mg/ L	2 anal. semanais
Sólidos Susp. Fixos	gravimétrico	mg/ L	2 anal. semanais
Sólidos Totais	gravimétrico	mg/ L	2 anal. semanais
Sólidos Fixos	gravimétrico	mg/ L	2 anal. semanais
Sólidos Voláteis	gravimétrico	mg/ L	2 anal. semanais
Penetração da Luz	medição direta	cm	2 anal. semanais
Temperatura	medição direta	°C	2 anal. semanais
Turbidez	nefelométrico	UNT	2 anal. semanais

4.7 Levantamento dos perfis nas lagoas de alta taxa

As determinações dos perfis levantados na massa líquida das lagoas de alta taxa de produção de algas foram: pH, oxigênio dissolvido, alcalinidade e temperatura em intervalos hora em hora durante o dia e de duas em duas horas durante a noite. Nesses levantamentos de perfis foi tomado apenas um único ponto de tomada na lagoa pois verificou-se, por meio de uma tomada preliminar que os valores de pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido e temperatura

foram os mesmos ao longo de todas as profundidades e extensão da lagoa. Esses perfis foram realizados ao longo de todo trabalho experimental, ou seja, também abrangendo as estações de inverno e verão. Os perfis tinham uma duração de 24 horas de amostragem, fechando-se assim um ciclo diário.

Para medições de oxigênio dissolvido e temperatura em campo usamos um oxímetro YSI devidamente aferido para tal finalidade. As análises de pH e alcalinidade foram realizadas com um pHmetro e técnica descrita no “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1995)”.

Após toda a intensiva de 24 horas de coletas, os resultados foram processados em planilhas eletrônicas afim de serem feitas os devidos gráficos e discussões dos mesmo para se tentar observar as tendências ao longo do ciclo diário de funcionamento destas lagoas de alta taxa. Esses resultados encontram-se presentes no **Anexo 3**.

4.8 Análise dos resultados

Os resultados obtidos nas análises laboratoriais das amostras foram armazenadas e graficadas em planilhas eletrônicas para que fossem analisadas e discutidas posteriormente.

Os gráficos obtidos com as informações cruzadas de pH, O.D. e alcalinidade ao longo do ciclo de 24 horas foram importantes para se observar as suas variações.

Os gráficos obtidos das informações cruzadas entre parâmetros de projeto e eficiências obtidas, ajudaram a propor valores para tempo de detenção hidráulico e profundidade útil em lagoas de alta taxa de produção de algas para regiões de clima tropical. Também mostraram prováveis tendências para as eficiências caso se adotassem tempos de detenção hidráulico ou profundidades úteis diferentes dos estudados neste trabalho.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados e discutidos os resultados obtidos no período de junho de 1999 a janeiro de 2000, dando-se ênfase à remoção de matéria orgânica, organismos patogênicos, nutrientes e influência dos parâmetros básicos de projeto sobre as variações de pH, alcalinidade e OD para as condições operacionais de 3, 6 e 9 dias.

5.1 Potencial hidrogeniônico

Durante os seis meses de realização deste trabalho, os valores de pH do efluente das lagoas foram sempre superiores aos valores de pH afluente (Tabela 5.1.1).

Tabela 5.1.1: pH médio ao longo do tempo de observação

TDH (dia)	Aflu.	T (°C)	Efluente					
			Lagoa 1 (60 cm)	T (°C)	Lagoa 2 (45 cm)	T (°C)	Lagoa 3 (30 cm)	T (°C)
9	7,2	17	7,2	17	7,6	17	7,6	16
6	7,1	21	7,8	20	8,1	20	8,7	20
3	7,1	26	7,9	26	8,1	26	8,2	26

Estes resultados foram obtidos a partir de amostragens simples realizadas no turno da manhã, entre 9:00 e 10:00 horas. Nas três lagoas em estudo, observou-se que para o pH medido ao longo do tempo não se percebeu com clareza o efeito da profundidade útil nem do tempo de detenção hidráulico (Figuras 5.1.1, 5.1.2 e 5.1.3).

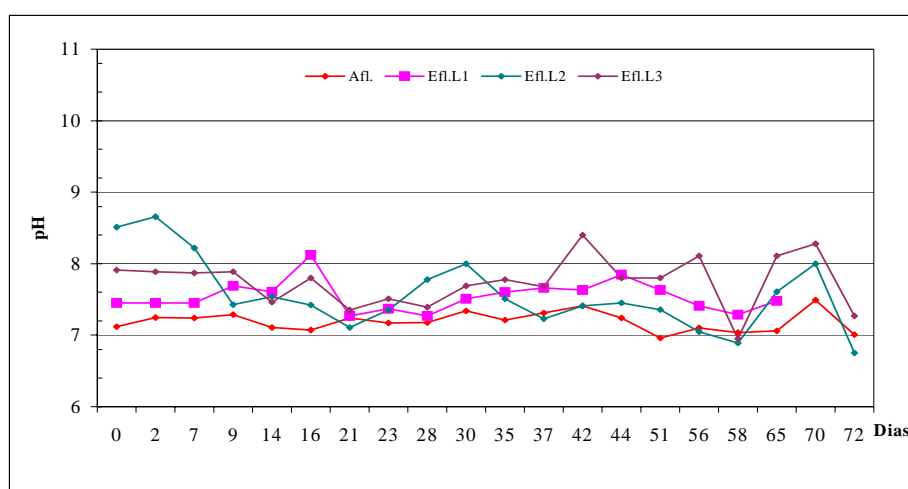


Figura 5.1.1: Variação ao longo do tempo para o pH (TDH = 9 dias)

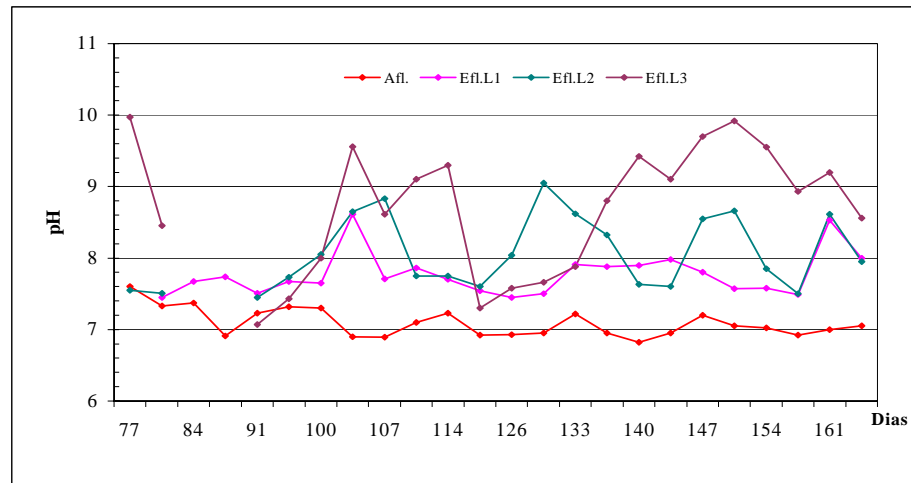


Figura 5.1.2: Variação ao longo do tempo para o pH (TDH = 6 dias)

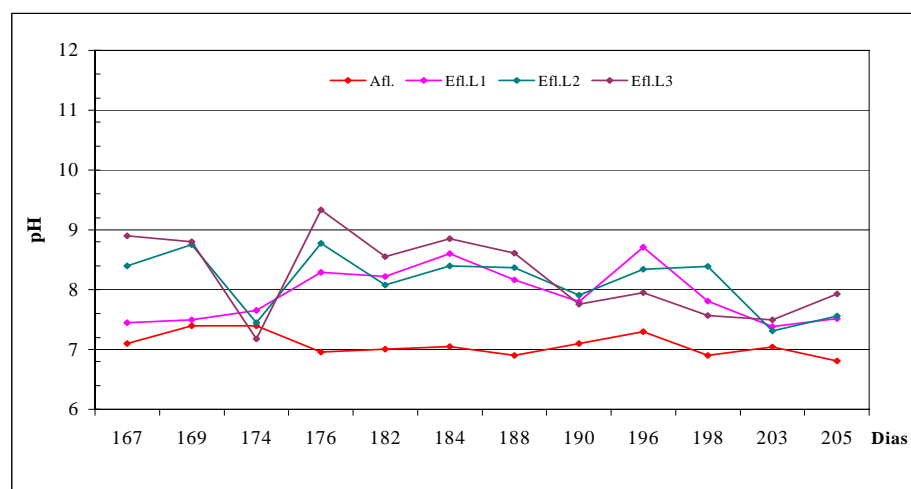


Figura 5.1.3: Variação ao longo do tempo para o pH (TDH = 3 dias)

Estas figuras vêm comprovar que, numa lagoa de estabilização colonizada por organismos fotossintetizantes, as variações de pH acontecem principalmente quando estes se encontram em atividade fotossintética. Desta forma, o monitoramento do pH em lagoas, preferencialmente deve ser feito ao longo das 24 horas pois sem este monitoramento intensivo não é possível se observar as oscilações do pH decorrente da atividade das algas. Portanto, foram também realizadas campanhas intensivas de 24 horas para identificação da influência dos períodos de horas claras, conforme discutido a seguir.

Durante os períodos de horas claras observou-se elevada oscilação do pH nas lagoas de alta taxa ocasionada pela atividade das algas presentes durante o processo de fotossíntese. Isto provavelmente deveu-se ao consumo de CO_2 . Segundo Silva e Mara (1979), o CO_2 pode

diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias e, até mesmo a respiração das próprias algas. Como consequência, há uma elevação do pH nestas horas, devido à dissociação dos íons bicarbonato em dióxido de carbono (fonte de carbono utilizado pelas algas) e íons hidroxila (responsável pela alteração do pH).

Na análise das Figuras 5.1.4 e 5.1.5, observou-se que, para as lagoas de alta taxa operadas com tempo de detenção de 9 e 6 dias, o pH para as profundidades úteis de 45 e 30 cm sofreu as maiores faixas de oscilações ao longo do dia, chegando a valores máximos de pH iguais a 9,5 e 10,5 respectivamente.

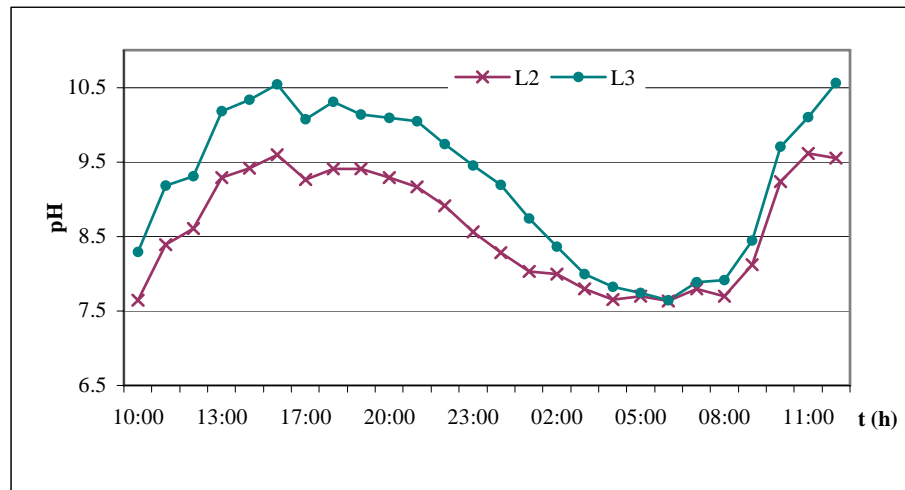


Figura 5.1.4: Perfil do pH para TDH = 9 dias (realizado em 16/09/99)

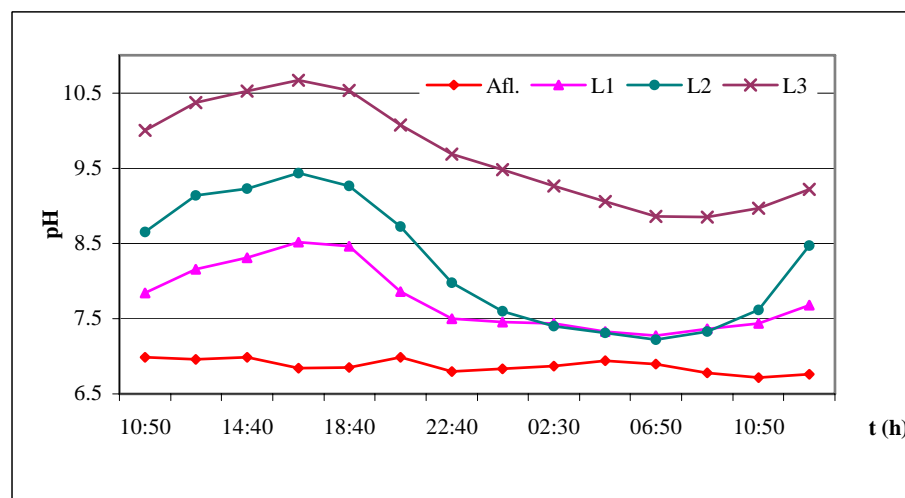


Figura 5.1.5: Perfil do pH para TDH = 6 dias (realizado em 08/12/99)

Na Figura 5.1.5 apresenta-se também o valor horário do pH afluente às lagoas (efluente do reator anaeróbico) o qual apresenta valores estáveis (7,1-7,2).

Com a diminuição do tempo de detenção hidráulico para 6 dias observou-se que os valores de pH começaram a sofrer uma menor faixa de oscilação conforme Figura 5.1.6. Estas oscilações parecem ser características de sistemas de lagoas colonizadas por organismos fotossintetizantes que encontram-se em fase de adaptação à nova condição operacional.

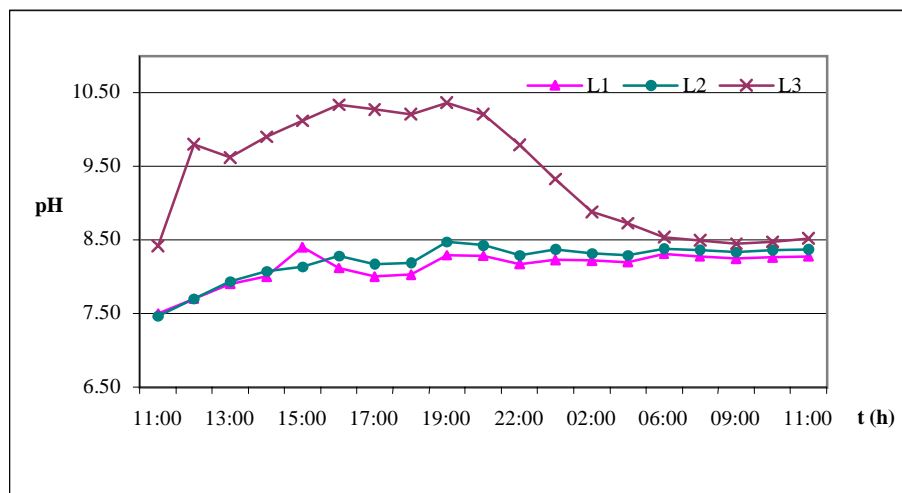


Figura 5.1.6: Perfil de pH para TDH = 6 dias (realizado em 03/11/99)

Porém, nas lagoas com a profundidade útil de 60 e 45 cm, com o pH variando dentro de uma mesma faixa, observou-se que seus valores mantiveram-se próximos (Figura 5.1.6). Este comportamento observado para este tempo de detenção hidráulico provavelmente seja decorrente da não estabilização do sistema pois, esta figura representa o perfil realizado logo após a mudança da condição operacional de 9 dias para 6 dias.

Este comportamento também foi observado quando se saiu da condição operacional de 6 dias para a condição operacional de 3 dias, conforme Figura 5.1.7.

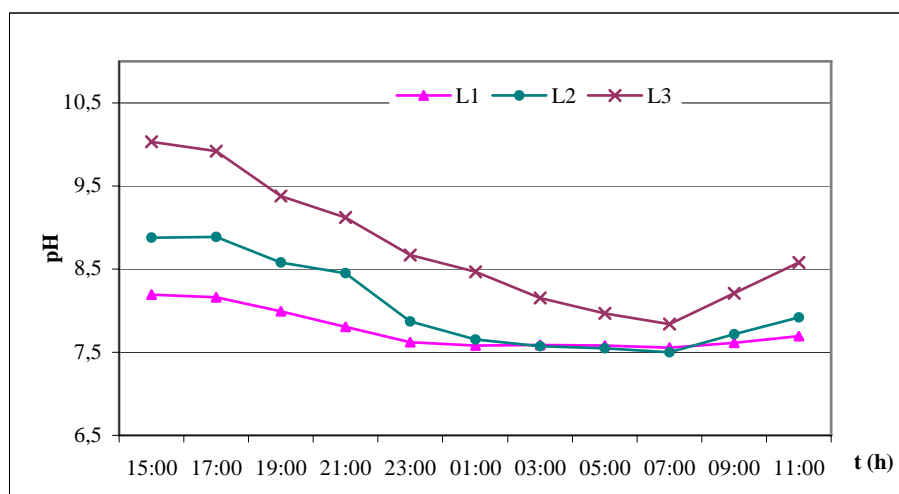


Figura 5.1.7: Perfil do pH para TDH = 3 dias (realizado em 27/12/99)

Então, como pode ser observado, o pH foi influenciado tanto pela profundidade como pelo tempo de detenção.

5.2 Alcalinidade

Na Tabela 5.2.1 estão apresentadas os valores para as concentrações da alcalinidade afluente e efluente ao sistema de lagoas de alta taxa. Estes valores mostram que as concentrações afluente foram sempre superiores às concentrações efluente.

Tabela 5.2.1: Alcalinidade média para as três condições operacionais (mg-CaCO₃/L)

TDH (dias)	Aflu.	pH	Efluente					
			Lagoa 1 (60 cm)	pH	Lagoa 2 (45 cm)	pH	Lagoa 3 (30 cm)	pH
9	217	7,2	172	7,2	87	7,6	107	7,8
6	259	7,1	182	7,8	147	8,1	144	8,7
3	291	7,1	191	7,9	174	8,1	158	8,2

Nas Figuras 5.2.1, 5.2.2 e 5.2.3, não se conseguiu verificar o comportamento que tal parâmetro assume quando dispendo apenas de amostragens simples realizadas ao longo do tempo. Deste modo, o efeito provocado nas concentrações da alcalinidade decorrentes da presença das algas não foi detectado com este tipo de amostragem simples ao longo do tempo.

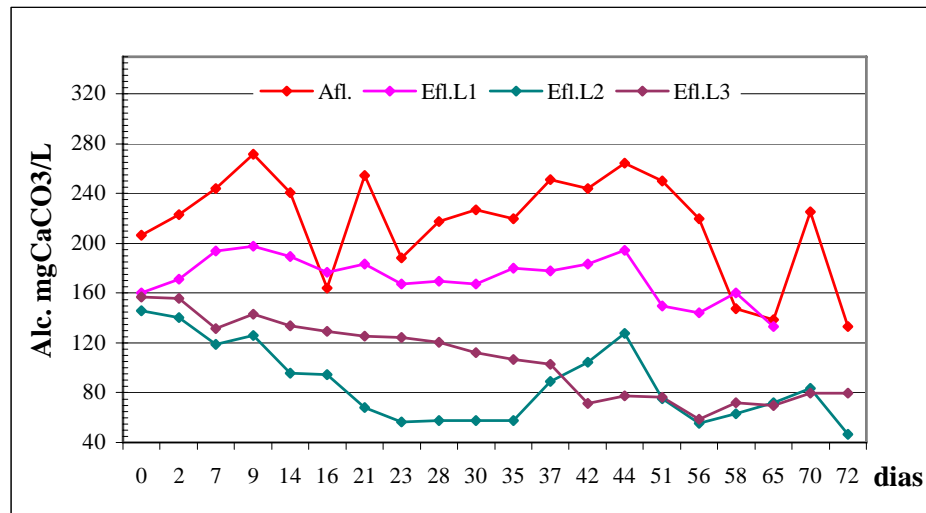


Figura 5.2.1: Variação temporal da alcalinidade (mg CaCO₃/L) para TDH = 9 dias

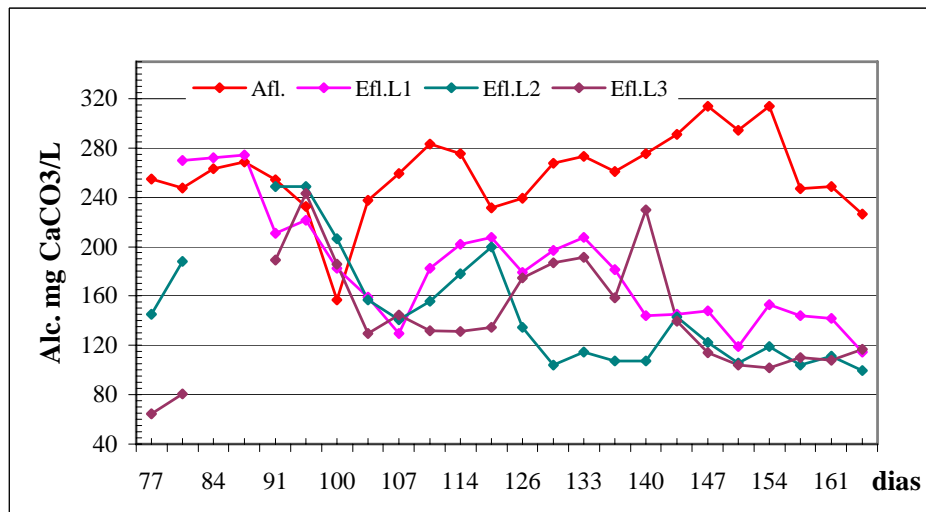


Figura 5.2.2: Variação temporal da alcalinidade (mg CaCO₃/L) para TDH = 6 dias

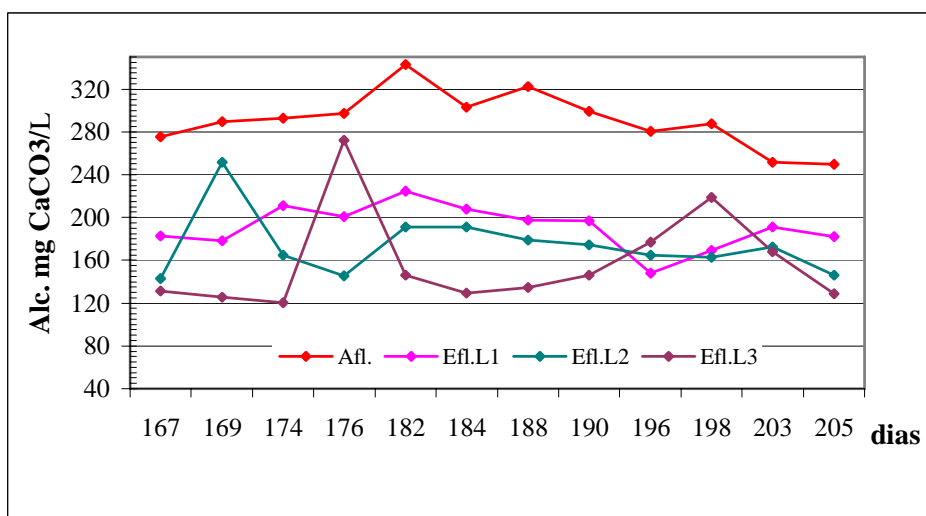


Figura 5.2.3: Variação temporal da alcalinidade (mg CaCO₃/L) para TDH = 3 dias

Como não foi possível se observar as tendências das concentrações da alcalinidade dispondo apenas de dados coletados num único horário, por isso realizou-se perfis, tomados ao longo de 24 horas.

Nos perfis de 24 horas, as concentrações da alcalinidade afluente e efluente nas lagoas, tiveram comportamento diferente do pH. Enquanto que nas lagoas de alta taxa o pH sofreu elevada oscilação ao longo do dia, esperava-se que a alcalinidade também sofresse elevação o que justificaria a elevação do pH. Entretanto, conforme as Figuras 5.2.4 e 5.2.5, observou-se que as concentrações de alcalinidade efluente decresciam com a redução da profundidade útil, ou seja, houve maior consumo da alcalinidade para as lagoas com menor profundidade. Isto provavelmente deveu-se às mesmas observações feita por Von Sperling (1996) e Arceivala (1981). Segundo os autores, a alcalinidade decresce nas lagoas devido à dissociação do íon bicarbonato HCO_3^- em dióxido de carbono e hidroxila, ao consumo direto da amônia pelas algas e também pela volatilização/oxidação da amônia.

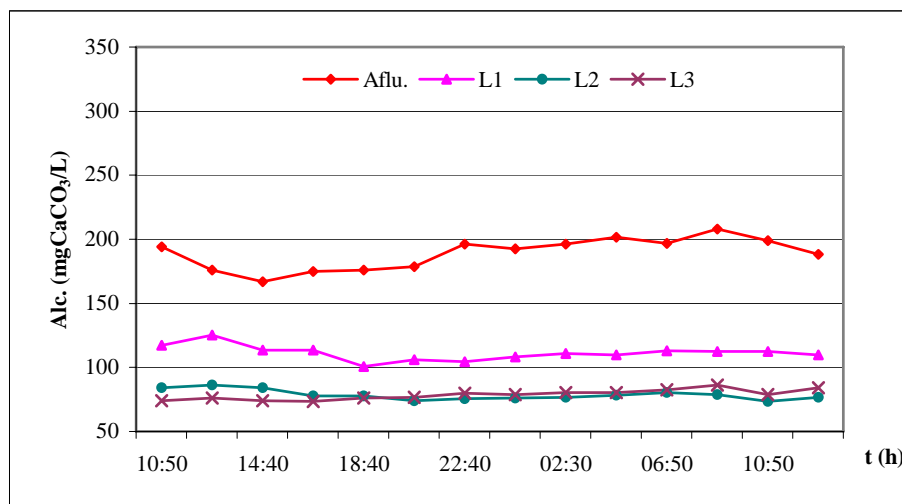


Figura 5.2.4: Perfil de alcalinidade para TDH = 6 dias (realizado em 08/12/99)

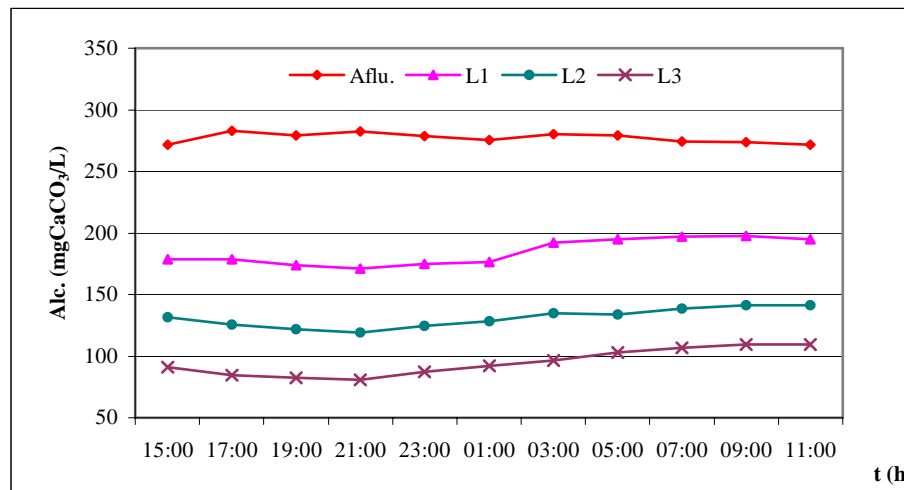


Figura 5.2.5: Perfil de alcalinidade para TDH = 3 dias (realizado em 27/12/99)

Também observou-se nas Figuras 5.2.4 e 5.2.5, que o tempo de detenção hidráulico influenciou no consumo de alcalinidade. Esta observação também pode ser verificada na Tabela 5.2.1. Quando reduziu-se o tempo de detenção hidráulico, o consumo de alcalinidade foi menor. Isto provavelmente deve estar relacionado a uma maior quantidade de CO₂ afluyente, o que disponibilizaria mais carbono no meio para suprir os organismos fotossintetizantes. Outra observação feita nas Figuras 5.2.4 e 5.2.5 foi que as concentrações de alcalinidade, para uma mesma lagoa, não sofreram oscilações acentuadas na sua tendência ao longo das 24 horas.

Estas observações só foram possíveis de serem feitas devido à disponibilidade de dados que retratassem as variações sofridas pela alcalinidade ao longo de um ciclo de 24 horas.

5.3 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido representa para o sistema baseado em organismos aeróbios e facultativos um dos parâmetros essenciais para a manutenção da vida aquática. Nas lagoas de alta taxa o oxigênio dissolvido é maximizado devido à alta taxa fotossintética proporcionada pela “juventude” das algas colonizadoras desta modalidade de lagoa de estabilização.

Como pode ser observado nas Figuras 5.3.1, 5.3.2 a produção do oxigênio fotossintético ocorreu efetivamente nas três lagoas de alta taxa.

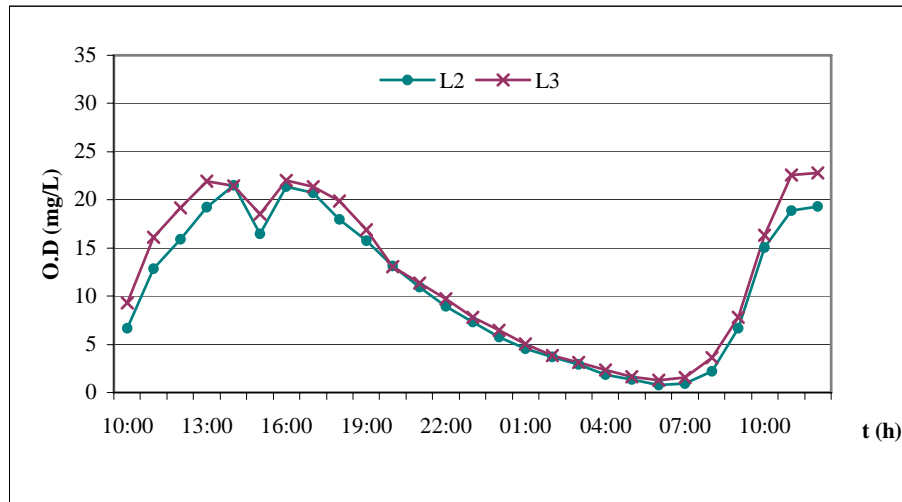


Figura 5.3.1: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 9 dias (realizado em 16/09/99)

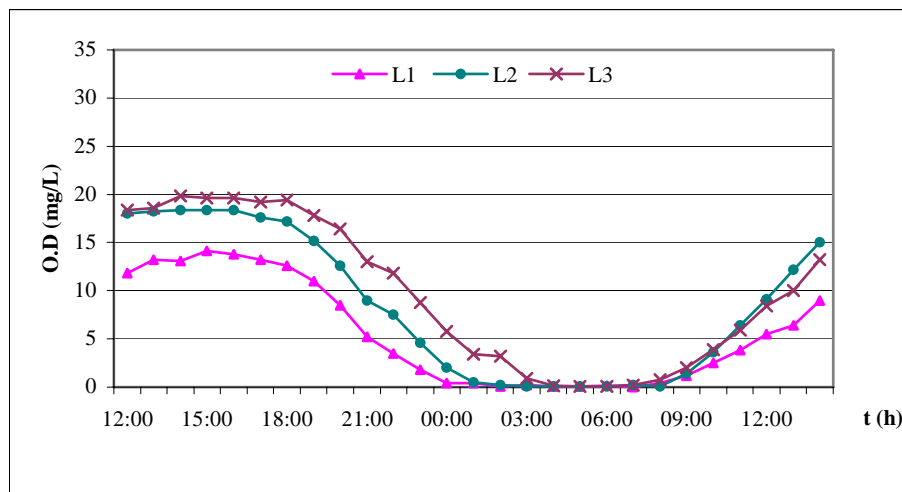


Figura 5.3.2: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 6 dias (realizado em 08/12/99)

Na Figura 5.3.1, observou-se um ponto de inflexão às 15:00 horas. Para esta inflexão não foi encontrada justificativa plausível, provavelmente tenha ocorrido um erro de leitura. Fora este ponto de inflexão, os demais pontos desta figura retrataram com a concentração diária de oxigênio decorrente da atividade fotossintética. Também, observou-se que para o tempo de detenção hidráulica de 9 dias, as concentrações de oxigênio nas lagoas com profundidade útil de 45 e 30 cm, pouco se diferenciaram. Salienta-se aqui, que para a lagoa

com profundidade útil de 60 cm não foi possível realização de perfis pois a mesma encontrava-se em manutenção.

Para a Figura 5.3.2, conforme discutido anteriormente, foi possível observar a produção e consumo diário de oxigênio fotossintético. O aumento na concentração de oxigênio se deu das 12:00 às 18:00 horas, enquanto que de 18:00 às 6:00 horas prevaleceu o consumo de oxigênio. Também, observou-se que de 0:00 às 6:00hs, as concentrações de oxigênio não foram detectadas pelo equipamento usado nos perfis de oxigênio. Outra observação feita em cima desta figura, foi que a profundidade útil exerceu influência sobre a quantidade de oxigênio fotossintético produzido pois, como se pode observar, a lagoa que apresentou maior concentração de oxigênio foi a lagoa com profundidade útil de 30 cm, com máxima concentração de 20 mgO₂/L seguida da lagoa com profundidade útil de 45 cm, máxima concentração de 18 mgO₂/L. Na lagoa com profundidade útil de 60 cm, observou-se que a concentração de oxigênio fotossintético, na média, foi muito inferior quando comparada com as lagoas de profundidade útil de 45 e 30 cm. Isto provavelmente pode ser explicado pela maior atividade fotossintética nas lagoas rasas pois, quanto menor a profundidade maior será a penetração da luz solar e menor carga orgânica aplicada.

Analisando a influência do tempo de detenção hidráulico sobre a produção/consumo de oxigênio, observou-se que para o tempo de detenção de 3 dias obteve-se a máxima concentração de oxigênio, chegando a valores na faixa de 34 mgO₂/L (Figuras 5.3.3 e 5.3.4). Estes valores mostram ser superiores aos observados para os tempos de detenção hidráulico de 6 e 9 dias.

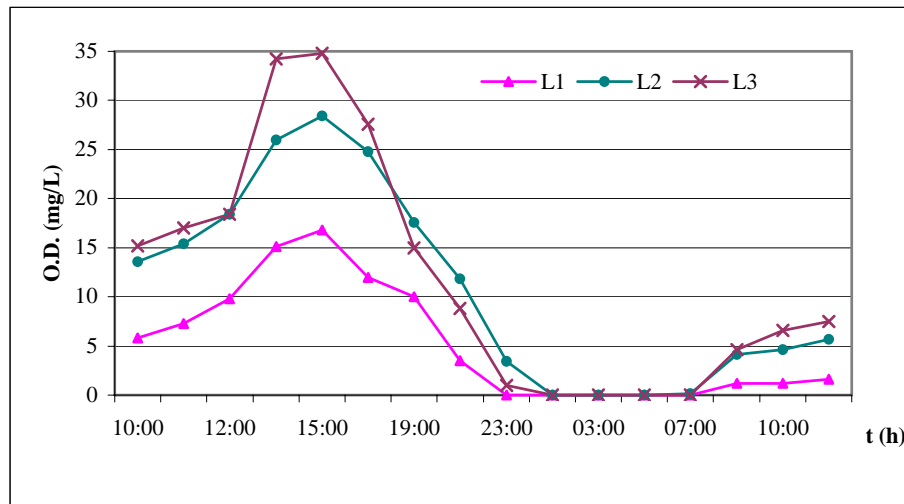


Figura 5.3.4: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 3 dias (realizado em 27/12/99)

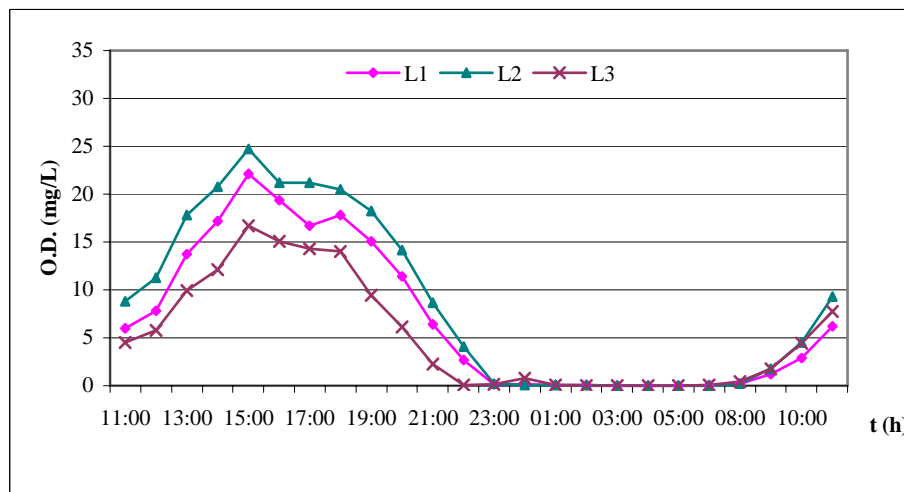


Figura 5.3.5: Perfil de oxigênio dissolvido para TDH = 3 dias (realizado em 20/01/99)

No entanto, este tempo de detenção hidráulico, mesmo proporcionando boa concentração de oxigênio, não parece ser interessante pois, observou-se que esta produção foi decorrente da elevada concentração de algas. Durante o dia elas produzem oxigênio fotossintético que é usado na respiração dos organismos heterotróficos. Entretanto, cessada a fotossíntese, a noite, estas algas, como quaisquer outras deixam de produzir oxigênio e somente o consomem juntamente com os demais organismos. O resultado disto foi a baixa concentração de oxigênio no sistema por um período relativamente elevado. A observação feita destas figuras nos permite sugerir uso de lagoas de alta taxa com tempo de detenção superior a 6 dias para que não se tenha períodos de baixa concentração de oxigênio.

5.4 Sólidos suspensos totais

Neste trabalho, observou-se que as concentrações de sólidos suspensos totais aumentaram no efluente das três lagoas de alta taxa conforme resultados apresentados na Tabela 5.4.1. Estes acréscimos foram atribuídos em grande parte ao crescimento de algas. Como pode ser observado nesta mesma tabela, os maiores acréscimos ocorreram na lagoa com profundidade útil de 60 cm para os tempos de detenção hidráulico de 6 e 3 dias. Isto pode ser ratificado por meio das concentrações de clorofila *a* apresentados na Tabela 5.8.1.

Tabela 5.4.1: Acréscimo de sólidos suspensos totais para diferentes TDH

TDH (dia)	Acréscimos de sólidos suspensos totais (%)		
	Lagoa 1 (60 cm)	Lagoa 2 (45 cm)	Lagoa 3 (30 cm)
9	6,5	26,3	16,4
6	51,3	43,6	44,4
3	128,0	93,0	111,0

Para as lagoas com profundidade de 45 e 30 cm, observou-se que as porcentagens de sólidos suspensos totais mantiveram-se dentro de uma mesma faixa para o mesmo tempo de detenção hidráulico, ou seja, foram acrescidas dentro de uma mesma proporção.

Os acréscimos de sólidos neste trabalho, mostraram-se influenciados pelo tempo de detenção hidráulico, de acordo com os números da Tabela 5.4.1, porém não se levou em conta as condições climáticas. Esta relação de tempo de detenção hidráulico com sólidos suspensos totais também foi reportado por Azov e Shelef (1982). Porém, eles verificaram que os sólidos aumentavam com o aumento da intensidade da luz solar e com a temperatura, caracterizando assim este aumento em função de um conjunto de fatores ambientais que mudam a cada estação climática.

5.5 Biomassa de algas

Como pode ser observado neste trabalho, as lagoas de alta taxa são potencialmente diferenciadas das demais lagoas de estabilização por apresentarem alta produtividade de algas

proporcionado pela agitação mecânica introduzida na massa líquida. Esta agitação provavelmente proporcionou o acesso à luz a todas as algas, melhorando a produção de oxigênio fotossintético. Paralelo a esta melhoria na produção de oxigênio fotossintético, as algas proporcionaram a elevação do pH, responsável pelas reações químicas e modificações biológicas dentro do ambiente aquático.

A quantificação da biomassa total de algas foi baseada em análise da *clorofila a* pois é um constituinte básico da célula das algas ($\pm 2\%$).

Os valores médios para as concentrações de clorofila *a* em relação às diferentes condições operacionais apresentaram variações consideráveis nas três lagoas de alta taxa (Tabela 5.5.1).

Tabela 5.5.1: Concentração média para clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) seguida da penetração do disco de secchi

TDH (dias)	Efluente					
	Lagoa 1 (60 cm)	cm	Lagoa 2 (45 cm)	cm	Lagoa 3 (30 cm)	cm
9	-	16	-	16	-	16
6	1729	19	1922	19	1729	17
3	2342	12	2336	12	2229	12

Nota-se por estes valores médios que, à medida que diminuía o tempo de detenção hidráulico ocorria aumento na concentração de *clorofila a*, também visualizado nas Figuras 5.5.1 e 5.5.2.

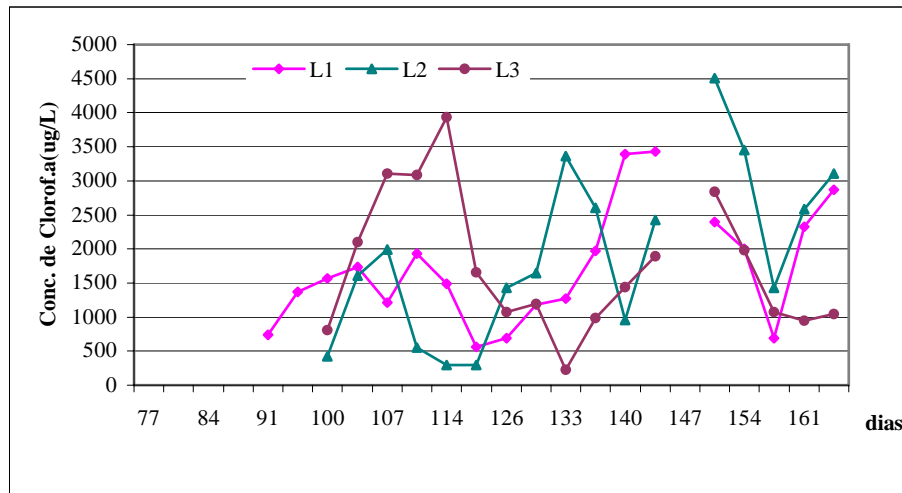


Figura 5.5.1: Variação da concentração de clorofila a para TDH = 6 dias

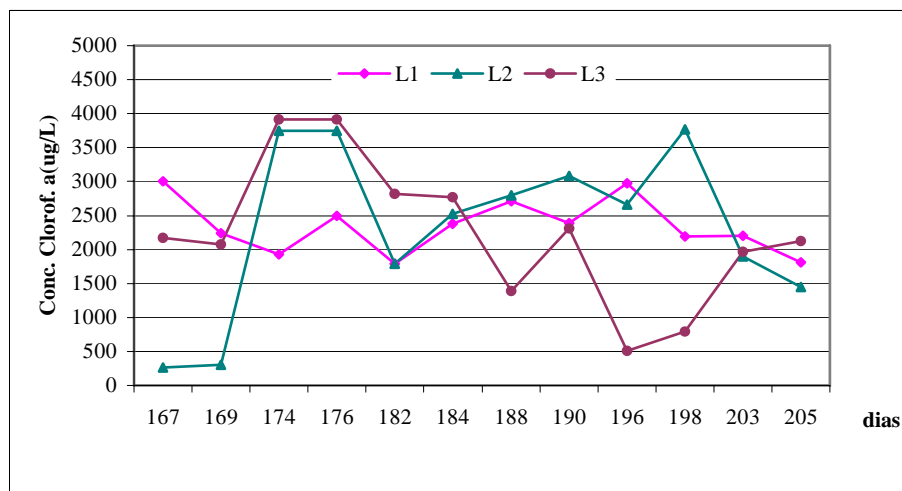


Figura 5.5.2: Variação da concentração de clorofila a para TDH = 3 dias

Este acréscimo nas concentrações de *clorofila a*, para valores decrescentes de tempos de detenção hidráulico provavelmente está relacionado à maior disponibilidade afluente de nutrientes no meio líquido e condições climáticas favoráveis ao seu desenvolvimento. Esta suposição baseou-se nos resultados obtidos para amônia e fósforo além da maior disponibilidade de matéria orgânica. Para o tempo de detenção hidráulico igual a 9 dias não foi possível a verificação da influência do tempo de detenção hidráulico nem tampouco o efeito da profundidade útil já que não foi possível a quantificação da concentração de *clorofila a*. Entretanto, considerou-se que não houve aumento significativo na biomassa de algas pois, conforme Tabela 5.4.1 (referente aos sólidos suspensos), não foi observada elevação significativa dos percentuais de sólidos suspensos totais.

Ainda nas Figuras 5.5.1 e 5.5.2, não foi possível se observar de modo claro, tendência de estabilização da biomassa de algas em torno de um valor de concentração média. Isto vem mostrar que qualquer modificação que o ambiente aquático venha a sofrer, a biomassa de algas poderá aumentar ou diminuir.

5.6 Remoção da DQO

O valor da DQO afluente nas lagoas no período em estudo, apresentou variação na concentração entre 37-400 mg/L com média de 172 mg/L. Esta ampla variação observada nos valores da DQO efluente do reator anaeróbio foi devido ao efeito de diluição provocado pelas chuvas, entretanto o valor médio de concentração de DQO pode ser considerado usual para efluente de reatores anaeróbios.

A Tabela 5.6.1 apresenta os valores médios de temperatura e carga orgânica removida, onde observou-se valor positivo de remoção de DQO_{total} apenas para a lagoa operada com profundidade útil de 60 cm e tempo de detenção hidráulico de 9 dias. Os resultados obtidos nas demais condições operacionais, indicaram valores de eficiência de remoção de DQO_{total} negativos, ou seja, a concentração média de matéria orgânica efluente das lagoas apresentou valores superiores ao efluente proveniente do reator anaeróbio.

Tabela 5.6.1: Valores médios da carga de DQO_{total} (kg/L) removida

TDH (dias)	EFLUENTE (%)					
	Lagoa 1 (60 cm)	T (°C)	Lagoa 2 (45 cm)	T (°C)	Lagoa 3 (30 cm)	T (°C)
9	13,67	17	-1,56	17	-6,01	16
6	-19,76	20	-12,18	20	-27,42	20
3	-18,94	26	-24,40	26	-37,12	26

As concentrações relativamente altas de DQO total no efluente final das lagoas foram atribuídas em grande parte à presença de algas, resultados dos itens 5.4 e 5.5. Este aumento pode ser explicado, segundo Catunda *et al*, (1994), pela atividade fotossintética nas lagoas, descrita pela equação:



Esta equação mostra de forma resumida que a produção de oxigênio, necessariamente é acompanhada pela produção de novas células de algas (DQO). Esta equação é dita resumida pois não leva em conta a fração referente aos nutrientes necessários para a síntese celular. O aumento da biomassa de algas, neste trabalho expressa pela clorofila *a* e também pelo aumento dos sólidos suspensos, provavelmente levou a uma menor eficiência na remoção de DQO. Entretanto, a presença de algas no efluente das lagoas de alta taxa não significa que o efluente seja de má qualidade pois é matéria viva e por isso não deve ser considerada como poluente. Sua remoção do efluente só se fará necessária se houver uma exigência legal quanto a padrões de qualidade para reuso das águas ou para controle de riscos causado pela presença excessiva de algas no corpo receptor.

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que lagoas de alta taxa deveriam ser dimensionadas para valores de tempo de detenção hidráulico iguais ou superiores a 9 dias, o que viabilizaria a obtenção de eficiências de remoção positivas, mesmo com a presença de algas, as quais não resultam obrigatoriamente em consumo de oxigênio no corpo receptor.

Neste estudo, optou-se pela avaliação do desempenho das lagoas levando-se em conta apenas a fração solúvel da DQO, com a finalidade de eliminar o efeito adverso causado pela presença das algas, pois a análise de DQO não permite estabelecer diferenciação entre organismos vivos produtores de oxigênio e matéria orgânica devido a poluentes presentes nas águas residuárias.

Mara e Pearson (1986), afirmam que 70 a 90% dos sólidos suspensos presentes no efluente de lagoas é devido a células de algas, sendo portanto, satisfatório adotarmos o parâmetro $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ para avaliação da eficiência de lagoas de estabilização.

Pode-se observar nas Figuras 5.6.1 e 5.6.2 que as lagoas com profundidade de 60 e 45 cm, operadas com tempo de detenção hidráulico igual a 9 dias proporcionaram boa estabilidade da matéria orgânica, favorecendo eficiências superiores a 67% na remoção de DQO.

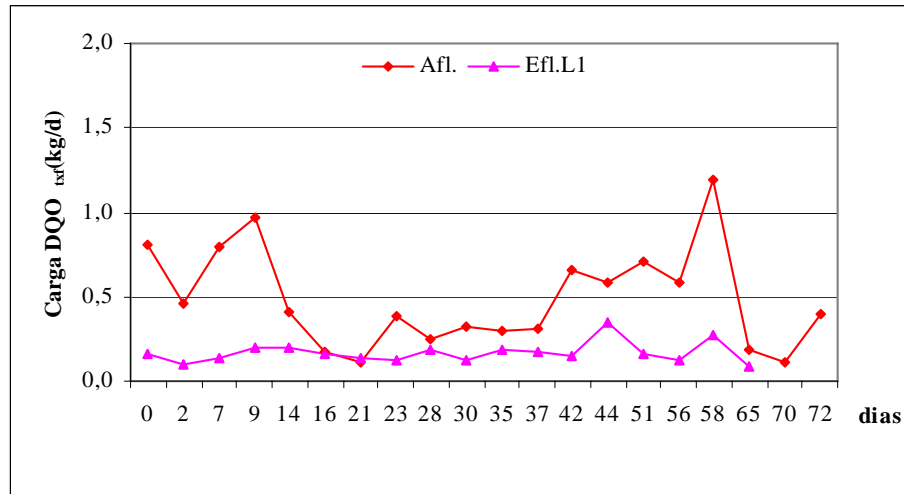


Figura 5.6.1: Carga DQO_{oxf} para lagoa de 60 cm de profundidade TDH = 9 dias

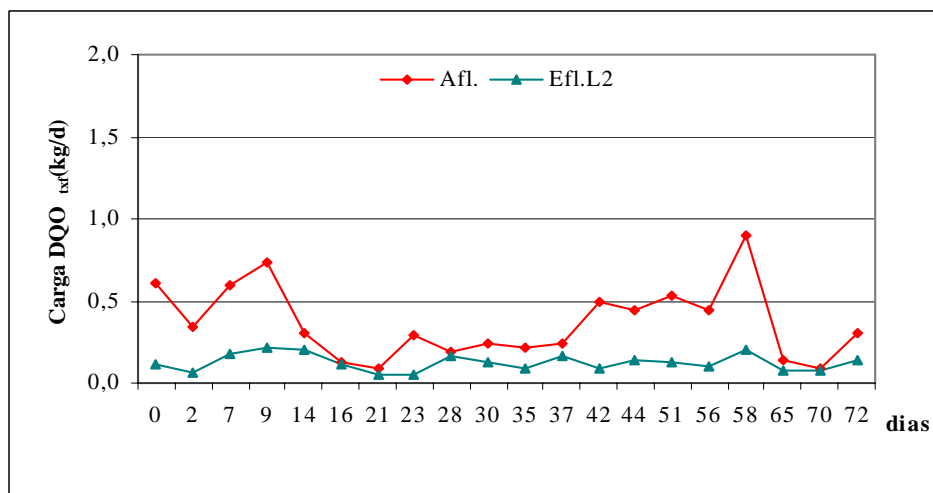


Figura 5.6.2: Carga DQO_{oxf} para lagoa de 45 cm de profundidade TDH = 9 dias

Esta boa estabilidade da matéria orgânica também foi observada quando estas lagoas foram operadas com tempo de detenção hidráulico igual a 6 dias (Figuras 5.6.3 e 5.6.4), porém, a eficiência média ficou em torno de 56%. Este valor médio não deixa de ser um bom resultado mas, deve-se observar que as temperaturas na segunda etapa foram superiores às temperaturas da primeira etapa.

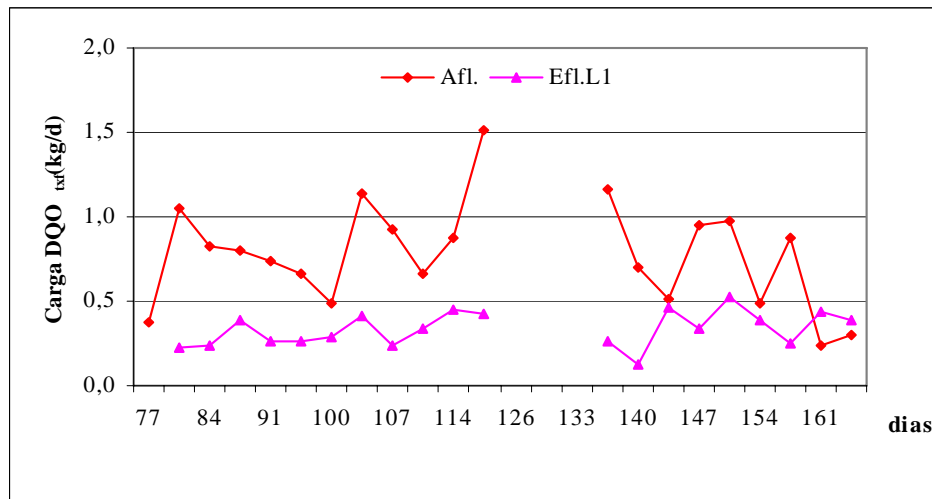


Figura 5.6.3: Carga DQO_{txf} para lagoa de 60 cm de profundidade TDH = 6 dias

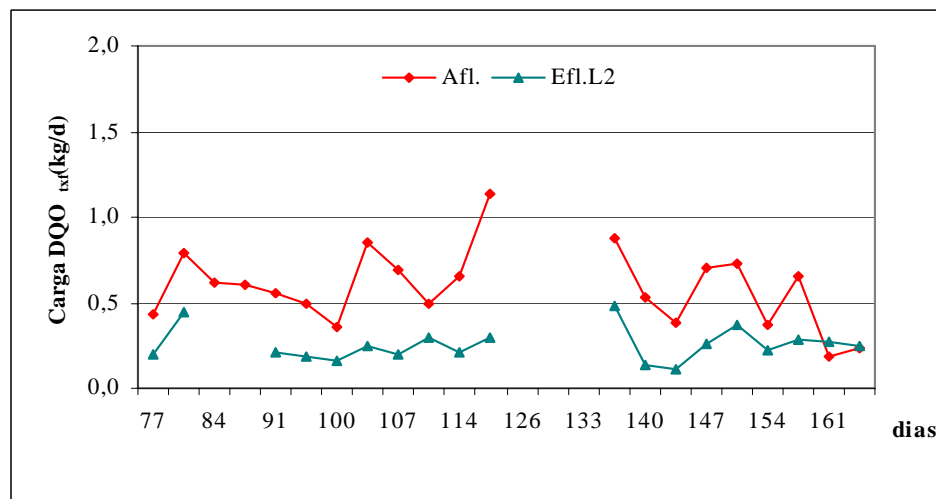


Figura 5.6.4: Carga DQO_{txf} para lagoa de 45 cm de profundidade TDH = 6 dias

A lagoa 3, operada ao longo do estudo com profundidade útil de 30 cm, foi a que apresentou menores valores de eficiência média de remoção de DQO, conforme Tabela 5.6.2. Este comportamento está provavelmente relacionado a condições ambientais desfavoráveis à atividade de organismos heterotróficos (bactérias) presentes nesta lagoa, em especial aos valores mais elevados do pH (item 5.1) verificados na lagoa mais rasa (30 cm). As Figuras 5.6.5, 5.6.6 e 5.6.7 mostram as variações sofridas por esta lagoa ao longo do trabalho.

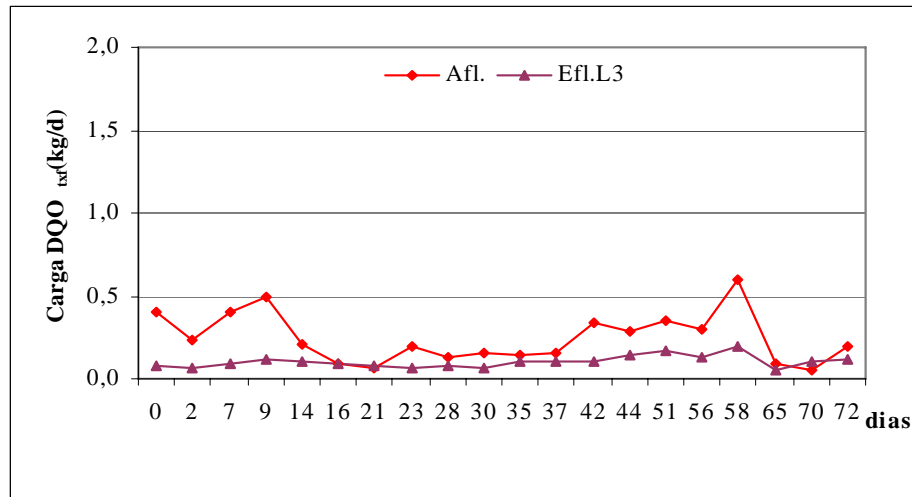


Figura 5.6.5: Carga DQO_{txf} para lagoa de 30 cm de profundidade TDH = 9 dias

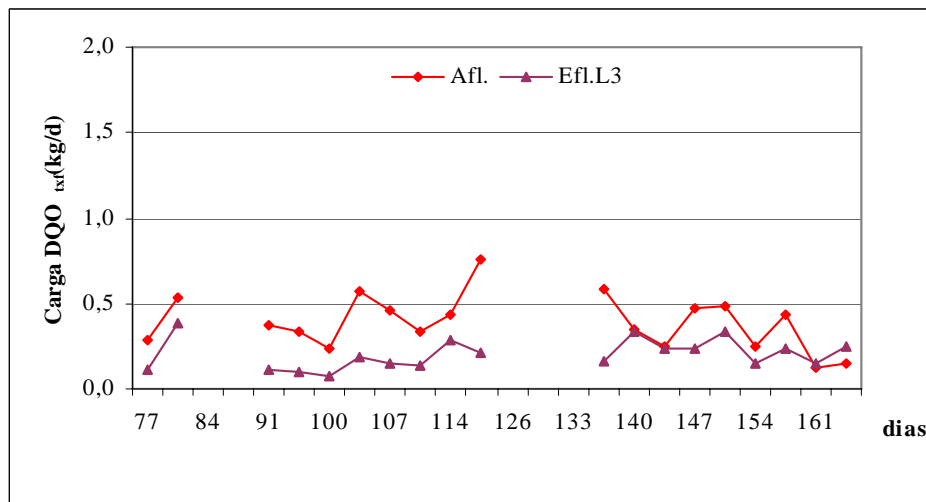


Figura 5.6.6: Carga DQO_{txf} para lagoa de 30 cm de profundidade TDH = 6 dias

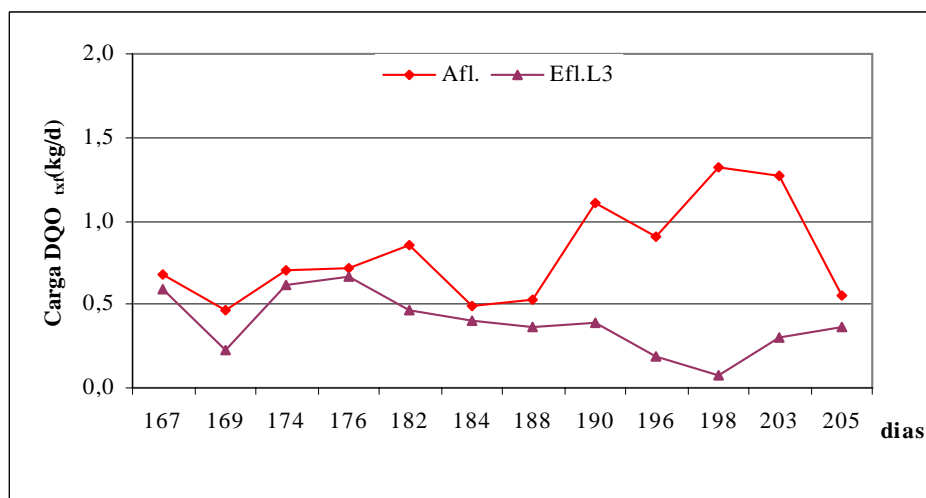


Figura 5.6.7: Carga DQO_{txf} para lagoa de 30 cm de profundidade TDH = 3 dias

O que também pode ser observado na análise das figuras de carga da DQO foi que as lagoas oferecem boa estabilidade operacional, atenuando os picos de cargas orgânicas afluente, o que em parte é explicado pelo seu elevado tempo de detenção hidráulico, comparativamente ao do reator anaeróbio.

Também pode-se observar que a redução do tempo de detenção nas lagoas resultou em valores mais próximos de eficiência de remoção de DQO, ou seja, para o tempo de detenção igual a 9 dias obteve-se 67,1% e 58,5% para as lagoas com profundidade de 60 e 30 cm, respectivamente, enquanto que para o tempo de detenção igual a 3 dias as respectivas eficiências situaram-se em 53,7% e 51,6% de remoção de DQO. Estes valores podem ser considerados similares frente as oscilações de valores de DQO observadas ao longo do tempo.

Tabela 5.6.2: Cargas DQO_{txf} (kg /ha.d) e eficiências média de remoção.

TDH (dias)	Lagoa 1 (60 cm)			Lagoa 2 (45 cm)			Lagoa 3 (30 cm)		
	Carga aplic.	Carga remov	% rem.	Carga aplic.	Carga remov.	% rem.	Carga aplic.	Carga remov.	% rem.
9	114,6	76,9	67,1	81,7	53,8	65,9	54,6	31,9	58,5
6	178,0	102,1	57,8	131,0	74,2	56,6	87,5	41,9	47,9
3	358,0	192,3	53,7	268,8	141,0	52,4	179,2	92,5	51,6

A lagoa com profundidade de 60 cm, na média, obteve as melhores eficiências de remoção das cargas de DQO sempre superiores às alcançadas na lagoa com profundidade de 30 cm, mesmo recebendo o dobro da carga (Tabela 5.6.2).

A Figura 5.6.8 apresenta os valores médios de carga orgânica superficial aplicada e removida ao longo do estudo, mostrando significativa diferença no desempenho das lagoas. Considerando que a lagoa com profundidade de 60 cm recebeu o dobro de carga de DQO em relação a lagoa com profundidade de 30 cm, observou-se ganho significativo na remoção de carga de DQO por unidade de área ocupada.

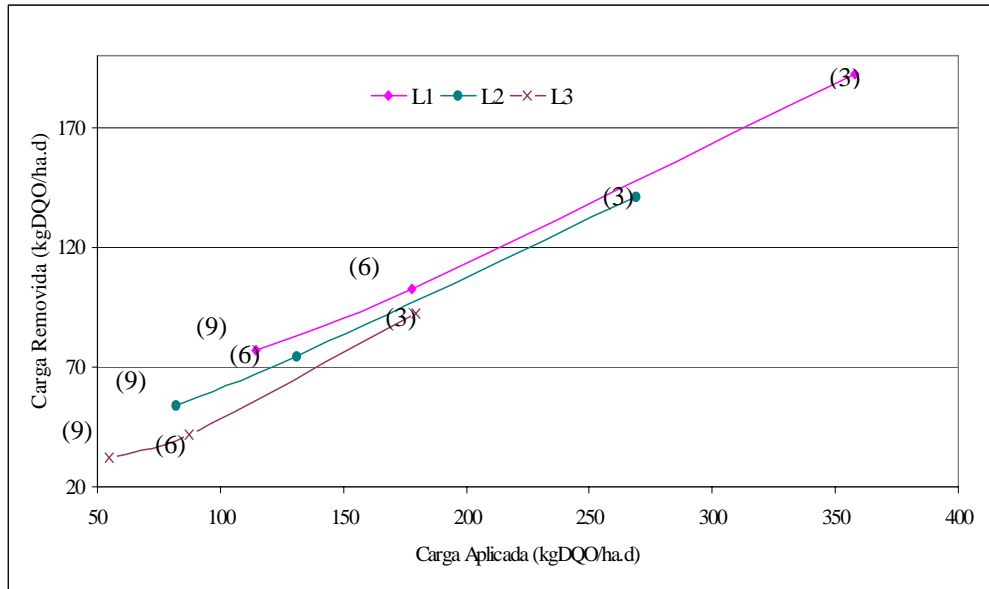


Figura 5.6.8: Carga removida (kg DQO/ha.d) em função da carga aplicada (kg DQO/ha.d) para as lagoas com profundidade de 60, 45 e 30 cm

*Tempo de detenção hidráulico, em dias, entre parênteses

A Figura 5.6.9 apresenta a relação entre porcentagens de carga removida e tempos de detenção hidráulico. Observou-se boa relação entre carga orgânica removida e tempo de detenção hidráulico para as lagoas com altura útil de 45 e 60 cm operadas com tempo de detenção hidráulico igual a 9 dias. Entretanto, não foi observada relação para altura útil de 30 cm.

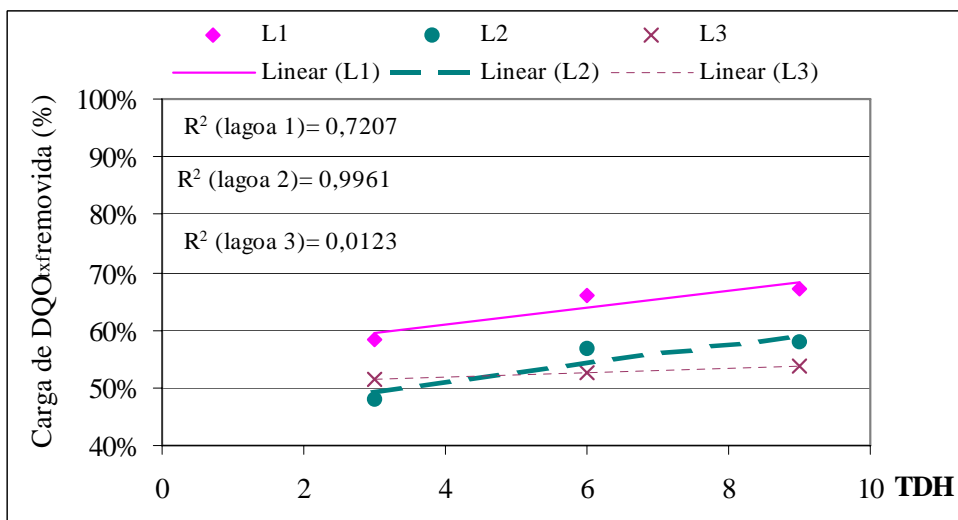


Figura 5.6.9: Relação de carga de DQO_{txf} removida em função do TDH

Os resultados obtidos para remoção de DQO indicam que lagoas de alta taxa podem ser projetadas com profundidades elevadas (neste caso 60 cm) quando o objetivo principal do tratamento refere-se à remoção de matéria orgânica. Este aspecto é extremamente importante pois permite reduzir a área superficial requerida, o que pode viabilizar o emprego desta modalidade de tratamento em regiões com pouca disponibilidade de área. No entanto, estes valores de projeto devem ser confirmados por estudos futuros que venham a contemplar a operação destas lagoas por um período mais prolongado, pois os valores de profundidades testados neste trabalho não tiveram uma abrangência em mais de uma estação climática, não experimentando deste modo as flutuações que uma lagoa pode sofrer ao longo das demais estações.

5.7 Coliformes fecais

O pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios deve proporcionar, além da remoção de matéria orgânica, boa remoção de organismos patogênicos. A importância da remoção de organismos patogênicos surgiu da necessidade de se minimizar as concentrações de coliformes no efluente, as quais são relativamente altas nos reatores anaeróbios pois, na maioria dos casos, estes reatores são operados com tempos de detenção hidráulico relativamente curtos, em torno de horas.

Fatores que também levam a uma baixa remoção de organismos patogênicos nos reatores anaeróbios são: temperaturas favoráveis, em torno de 30 °C, pouca penetração da luz solar, pH favorável, na faixa de 7,0, dentre outros. Este conjunto de fatores dentro do reator anaeróbio proporciona baixa eficiência de remoção de patogênicos pois na média, mantém-se constante ao longo do ano.

Dentro desta concepção de qualidade de efluente, em termos de remoção de organismos patogênicos, buscou-se identificar o desempenho de lagoas de alta taxa de

produção de algas com profundidades úteis de 30, 45 e 60 cm, em termos de patogênicos. Genericamente, deseja-se que os valores de concentração final de organismos patogênicos atendam as recomendações da OMS (10^3 NMP/100 ml), com o mínimo de área superficial e tempo de detenção hidráulico para o processo de lagoas de estabilização.

Os valores médios para as eficiências de remoção obtidas para as três lagoas de alta taxa apresentados na Tabela 5.7.1 mostraram que não se conseguiu boa eficiência de remoção de coliformes para atender os padrões de lançamento em corpos receptores sujeitos a balneabilidade ou uso para irrigação irrestrita (10^3 NMP/100ml). Na média os melhores valores de remoção ficaram em torno de 97% para a lagoa com profundidade de 60 cm operada com tempo de detenção de 9 dias enquanto que para as lagoas com profundidades de 45 e 30 cm, os valores foram um pouco menores, 93 e 96% respectivamente.

Tabela 5.7.1: Remoção média de coliformes fecais para diferentes TDH e profundidade

TDH (dias)	Efluente					
	Lagoa 1 (60 cm)	T (°C)	Lagoa 2 (45 cm)	T (°C)	Lagoa 3 (30 cm)	T (°C)
9	97,70 (93,75-98,79)	17	92,76 (78,75-98,59)	17	95,81 (87,50-99,64)	16
6	79,40 (16,36-98,76)	20	86,30 (61,43-99,67)	20	87,97 (34,00-99,98)	20
3	81,35 (10,00-97,94)	26	69,17 (0,00-98,59)	26	83,13 (68,57-99,69)	26

Para as lagoas operadas com profundidades menores esperava-se atingir melhores eficiências como é apresentado por Sebastian e Nair (1984): lagoas com profundidades baixas proporcionam boa remoção de organismos patogênicos devido a maior variação de pH, oxigênio dissolvido, penetração da luz solar dentre outros fatores que quando combinados, contribuem na remoção global destes organismos. Provavelmente, a explicação para esta baixa eficiência nas três lagoas, foi que o fator preponderante sobre as mesmas foi o tempo de detenção hidráulico pois, observou-se que quando se diminui o tempo de detenção hidráulico ocorreu decréscimos das eficiências de remoção. Também observou-se que, para o mesmo

tempo de detenção hidráulico, as eficiências de remoção entre lagoas não diferiram significativamente. Neste caso, depreende-se que a profundidade útil não é fator preponderante na eficiência do processo. Entretanto, devemos salientar que o volume de esgoto tratado por unidade de área foi função direta da profundidade útil valendo as mesmas considerações referentes a remoção de matéria orgânica.

Analisando-se os valores máximos e mínimos apresentados na Tabela 5.7.1, observa-se grande variação dos resultados individuais medidos, o que pode ser em parte atribuído a imprecisões de análise e efeitos de diluição dos esgotos em períodos chuvosos.

Colley *et al* (1999), relatou que as células das bactérias são capazes de enfrentar danos ocorridos na sua estrutura quando disponibilizado um certo tempo. Esta poderia ser uma das prováveis explicações para o que ocorreu nestas lagoas uma vez que os tempos de detenção hidráulico adotados neste trabalho foram baixos o que, seguindo conclusões obtidas por Colley *et al* (1999), provavelmente favoreceria a reabilitação do danos sofridos pelos organismos patogênicos no período de permanência nas lagoas. Cabe também salientar que os dados analisados para 9 dias foram insuficientes para garantir uma afirmação a respeito do efeito do tempo de detenção hidráulico sobre eficiência de remoção desta modalidade de lagoas de estabilização.

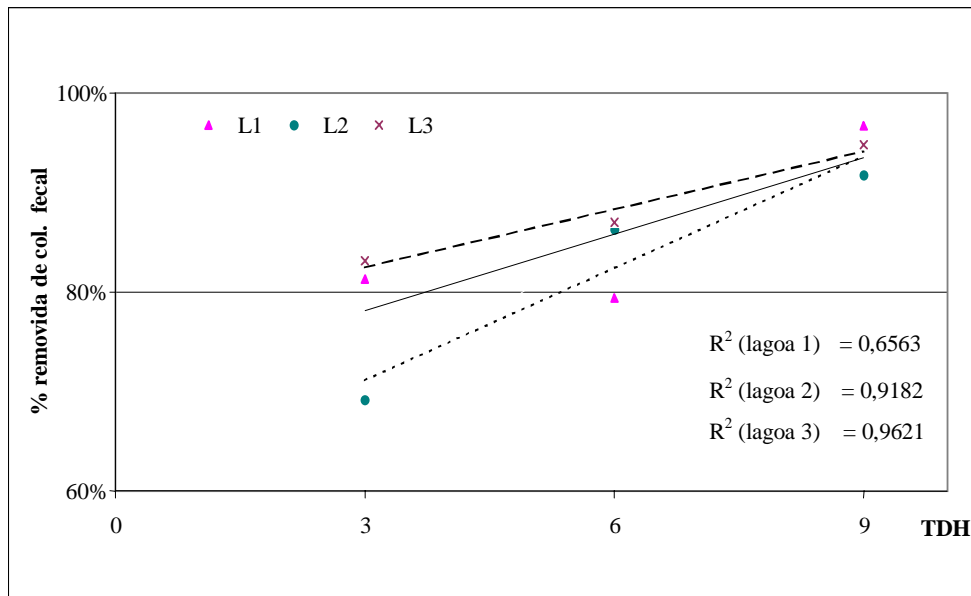


Figura 5.7.1: Porcentagem removida de coliformes fecais em função do TDH

Assim sendo, também observou-se na Figura 5.7.1, redução significativa para coliformes fecais quando as lagoas foram operadas com tempo de detenção de 9 dias. Conforme mostrado na Figura 5.7.1, ocorreu boa relação entre tempo de detenção hidráulico e remoção de coliformes fecais para as lagoas com profundidades úteis de 45 e 30 cm, demonstrado por R^2 (coeficiente de determinação) relativamente elevado. O mesmo não se observou para a lagoa de profundidade de 60 cm. Entretanto, devido a grande variabilidade dos resultados é possível supor que a remoção de coliformes não está única e exclusivamente ligada ao tempo de detenção hidráulico mas a um conjunto de fatores físicos, físico-químicos e ambientais, tais como: estações climáticas, penetração da luz solar, atividade fotossintética, oxigênio dissolvido, concentração de matéria orgânica, entre outros, conforme citado por Bahlaoui *et al* (1998) e outros autores.

Outro fator muito importante para o decaimento dos organismos patogênicos é a temperatura. A influência deste parâmetro sobre a eficiência não foi analisada neste trabalho pois não se conseguiu estabelecer uma relação da temperatura com a remoção de patogênicos uma vez que, como dito anteriormente, os tempos de detenção aqui testados contemplaram

não mais que uma estação climática. Novamente salienta-se a necessidade da operação das lagoas de alta taxa por um período maior, abrangendo as condições de inverno e verão para se estudar a relação da temperatura com a eficiência de remoção.

5.8 Remoção de nutrientes

Para a manutenção da vida aquática dentro do sistema de lagoas de estabilização é de fundamental importância a presença de quantidades mínimas de nutrientes para viabilizar a síntese de novas células. Por outro lado, a presença excessiva de nutrientes no efluente final das lagoas pode acarretar um efeito não desejado no corpo receptor, efeito este denominado eutrofização.

Dentro desta linha de controle da poluição, buscou-se minimizar as concentrações de nutrientes provenientes do efluente do reator anaeróbio, dando-se ênfase na remoção de nitrogênio e fósforo.

5.8.1 Remoção de NTK

As lagoas de alta taxa operadas com profundidade útil de 45 e 30 cm apresentaram bom desempenho na remoção de NTK conforme valores médios apresentados na Tabela 5.8.1.1. Entretanto, de acordo com esta mesma tabela, a lagoa operada com profundidade útil de 60 cm apresentou baixa eficiência de remoção de NTK.

Os resultados de remoção obtidos na profundidade útil de 60 cm oscilaram na faixa de 20%, independente do valor do tempo de detenção hidráulico.

Tabela 5.8.1.1: Concentração média de NTK (mg/L) seguidas das respectivas remoções obtidas nas três lagoas de alta taxa

TDH (dias)	Aflu.	Efluente					
		Lagoa 1 (60 cm)	rem (%)	Lagoa 2 (45 cm)	rem (%)	Lagoa 3 (30 cm)	Rem (%)
9	40	33	19,7	18	56,0	21	48,6
6	47	36	22,4	28	39,3	24	48,3
3	65	52	19,4	47	19,4	41	36,9

Os valores de NTK afluente para as lagoas de alta taxa apresentaram oscilações significativas ao longo do tempo. Entretanto, no efluente foi possível verificar razoável amortecimento devido provavelmente ao efeito de equalização no volume útil das lagoas, ou seja, menores oscilações para os valores mais elevados do tempo de detenção hidráulico. Observou-se também que ocorreram declínios na concentração de NTK efluente associado a decréscimos dos valores das concentrações do afluente para os tempos de detenção hidráulico de 9, 6 e 3 dias.

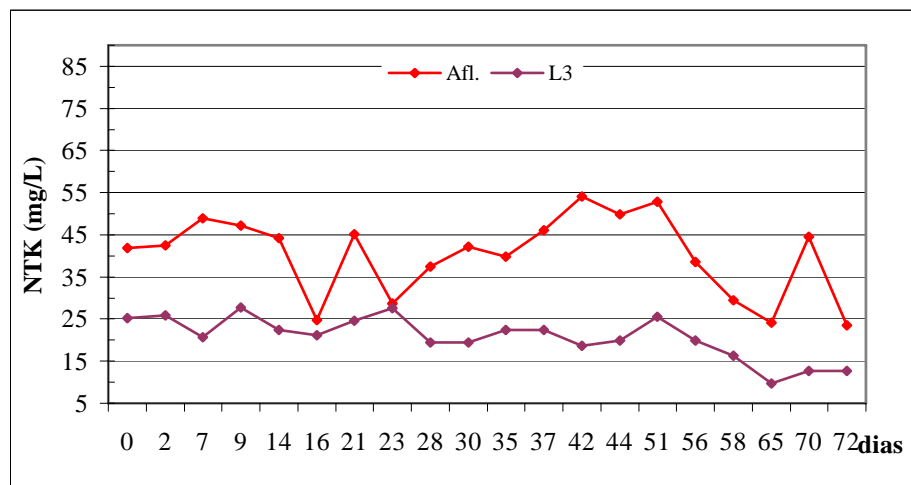


Figura 5.8.1.1: Variação da concentração de NTK para TDH = 9 dias

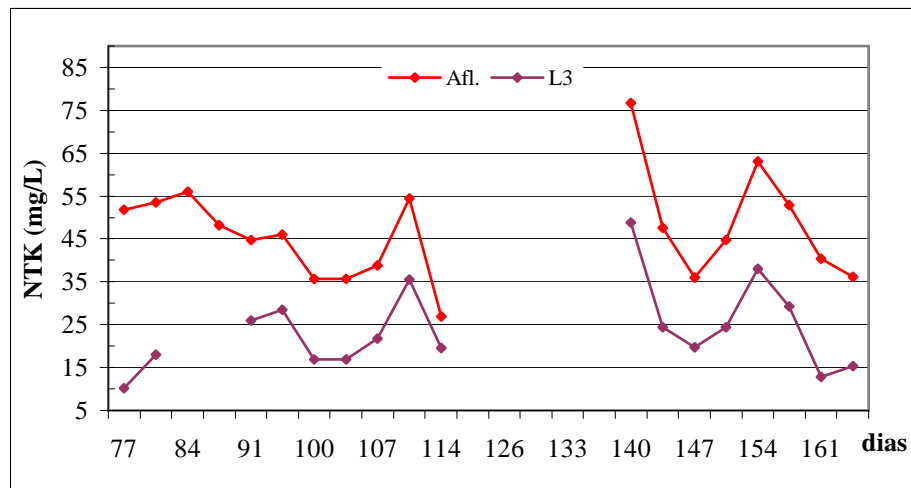


Figura 5.8.1.2: Variação da concentração de NTK para TDH = 6 dias

A eficiência na remoção de NTK observado nas Figuras 5.8.1.1 e 5.8.1.2 provavelmente deveu-se às variações da concentração afluente ao longo do tempo pois, este comportamento também foi observado na lagoa com profundidade útil de 45 cm quando operadas em quaisquer dos tempos de detenção hidráulico estudados (Figuras 5.8.1.3 e 5.8.1.4).

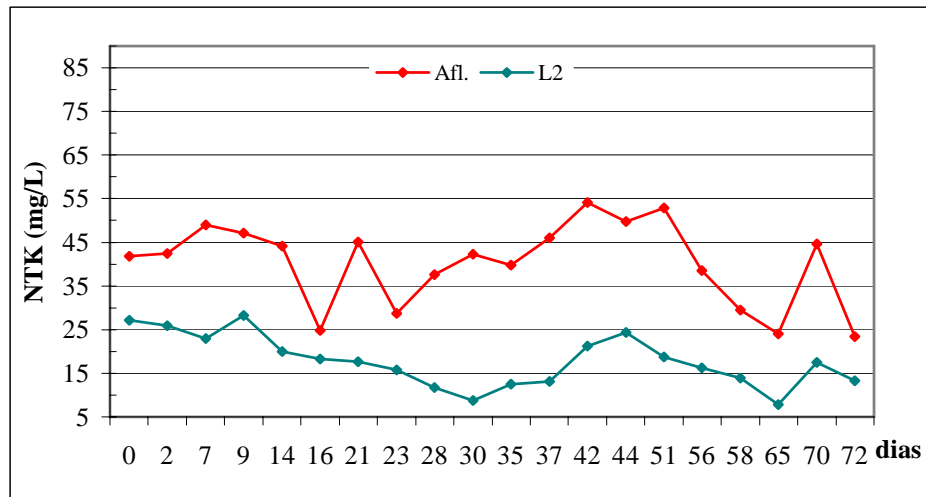


Figura 5.8.1.3: Variação da concentração de NTK para TDH = 9 dias

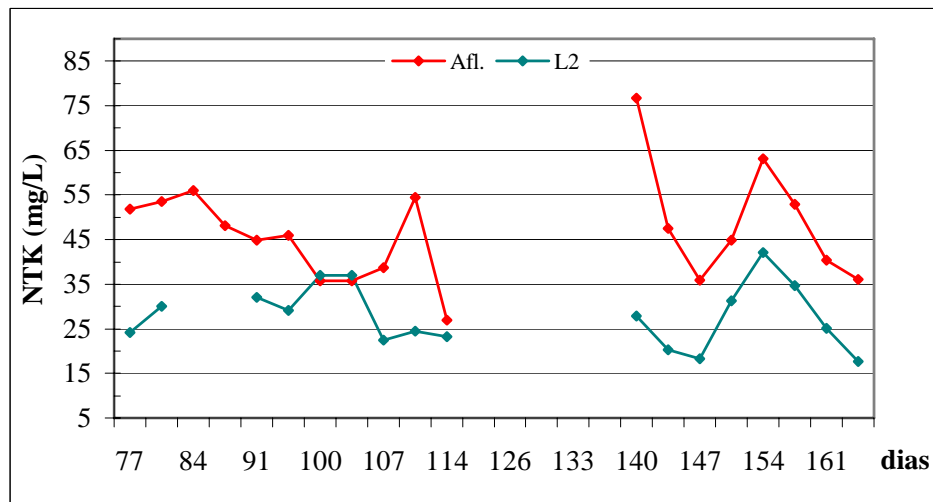


Figura 5.8.1.4: Variação da concentração de NTK para TDH = 6 dias

As falhas de dados observadas nas Figuras 5.8.1.2 e 5.8.1.4 foram decorrentes de amostras não processadas. Para as observações feitas a respeito das eficiências alcançadas para NTK, pode-se propor que, para a lagoa de alta taxa com profundidade útil de 30 cm é possível sua operação com tempo de detenção de até 6 dias mantendo-se a eficiência média de remoção na faixa de 48%.

Para tempos de detenção hidráulico de 3 dias nas lagoas de alta taxa com profundidade útil de 45 e 30 cm, observou-se, nas Figuras 5.8.1.5 e 5.8.1.6, que as concentrações efluente vinham sofrendo elevações ao longo do tempo, ou seja, as eficiências de remoção estavam

diminuindo com o aumento da concentração de NTK afluente. Observou-se também, nestas mesmas figuras que, no início da operação com o novo tempo de detenção hidráulico, os valores observados para as concentrações efluente provavelmente encontravam-se sob a influência do tempo de detenção hidráulico anteriormente empregado, ou seja, estes valores representavam as condições operacionais anteriores.

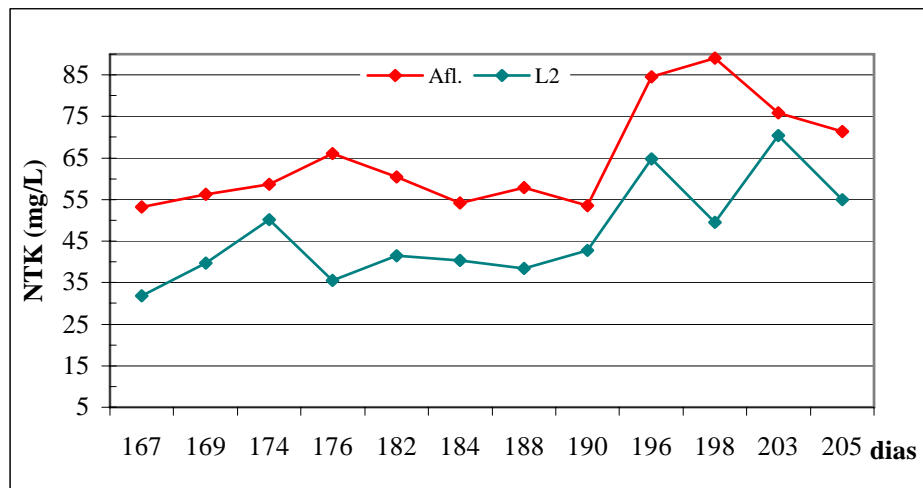


Figura 5.8.1.5: Variação da concentração de NTK para TDH = 3 dias

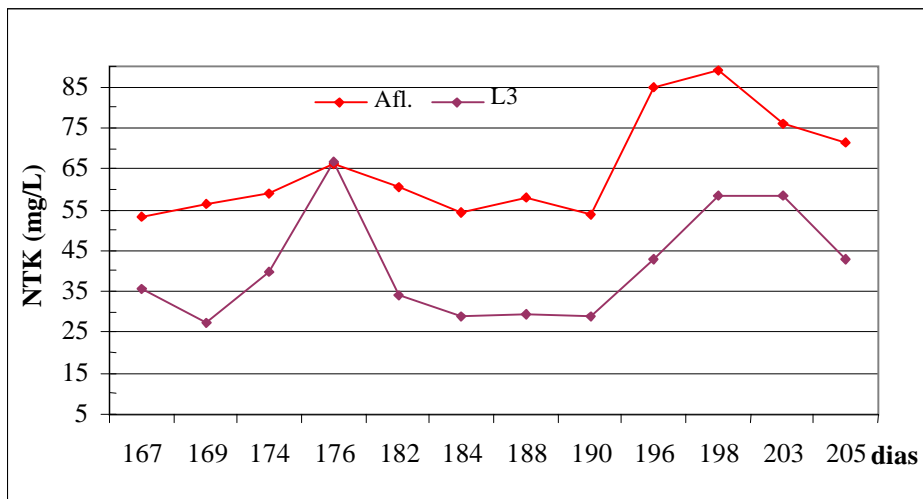


Figura 5.8.1.6: Variação da concentração de NTK para TDH = 3 dias

Para a lagoa operada com profundidade útil de 60 cm, como citado anteriormente, as eficiências de remoção de NTK não foram boas, com comportamento anômalo (Tabela 5.8.1.1). Provavelmente, se esta lagoa fosse operada com tempo de detenção hidráulico

superior a 6 dias, durante as estações quentes, seriam obtidas eficiências mais elevadas. Esta suposição baseia-se nos valores de eficiências obtidos para as condições operacionais de 3 e 6 dias.

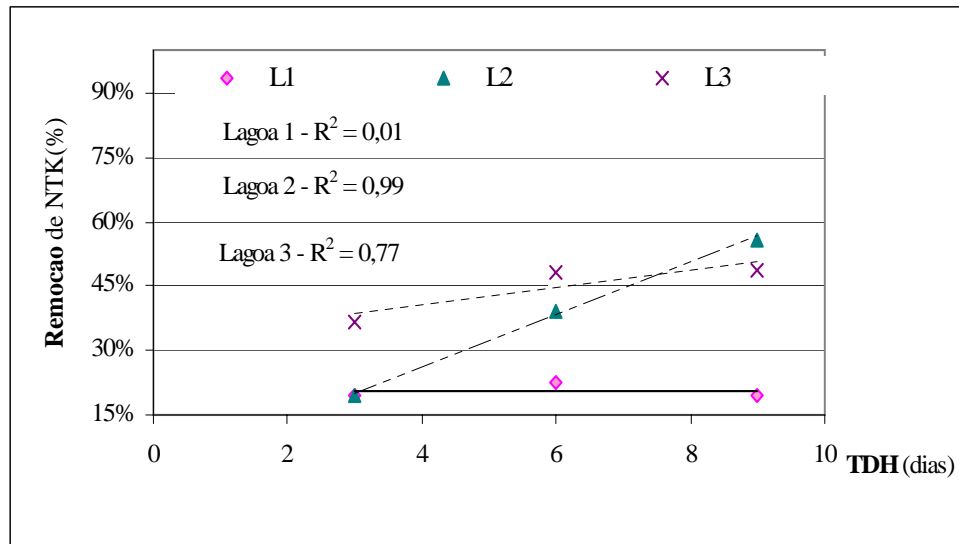


Figura 5.8.1.7: Remoção de NTK em função do tempo de detenção hidráulico

Na Figura 5.8.1.7 pode-se observar que as lagoas com profundidade útil de 45 e 30 cm foram as que apresentaram boas eficiências de remoção de NTK com o tempo de detenção hidráulico. Isto pode também ser observado para a amônia (item 5.8.3).

Das considerações e observações feitas acima, questiona-se a conveniência do uso de lagoas de alta taxa com profundidades útil superior a 45 cm quando se visa a remoção de NTK pois, neste trabalho as melhores eficiências (56% e 48%) foram alcançadas para as lagoas com profundidade útil de 45 e 30 cm, respectivamente. Sugere-se por conseguinte, projetar lagoas de alta taxa com tempo de detenção hidráulico elevados (maior ou igual a 9 dias) e profundidade útil reduzida quando o objetivo principal consiste na oxidação do NTK presente em esgotos sanitários. No entanto, esta indicação de tempo de detenção hidráulico e profundidade útil deve ser comprovada por estudos mais detalhados pois cada condição operacional não foi submetida às variações sazonais que freqüentemente acontecem no ciclo sazonal completo.

5.8.2 Remoção de amônia

O nitrogênio sob a forma amoniacal é o nutriente encontrado com maior frequência no efluente de reatores anaeróbios. Este nutriente quando submetido a ambientes ricos em oxigênio é oxidado e levado a nitrito, numa primeira fase e a nitrato numa fase final de oxidação da amônia. Porém, a oxidação não é o único meio pelo qual o nitrogênio amoniacal é transformada ou é removida, em termos quantitativos. Existe também o mecanismo de volatilização que faz com que o nitrogênio amoniacal, quando em contato com águas submetidas a pH elevado seja volatilizada.

A Tabela 5.8.2.1 apresenta os valores médios de remoção para as concentrações de amônia bem como as eficiências alcançadas neste trabalho.

Tabela 5.8.2.1: Concentração média do nitrogênio amoniacal (mg/L) seguidas das respectivas remoções obtidas nas lagoas de alta taxa

TDH (dias)	Aflu.	Efluente					
		Lagoa 1 (60 cm)	rem (%)	Lagoa 2 (45 cm)	rem (%)	Lagoa 3 (30 cm)	Rem (%)
9	30,9	23,8	24,7	6,0	76,0	8,9	71,2
6	34,1	23,0	34,8	13,6	64,4	7,4	77,6
3	44,4	32,0	32,2	23,8	46,4	15,8	64,5

Observou-se na Tabela 5.8.2.1 que, para a lagoa operada com profundidade útil de 30 cm (Lagoa 3), obteve-se boa remoção do nitrogênio amoniacal nas três condições operacionais sendo que o melhor resultado de remoção ocorreu para tempo de detenção hidráulico igual a 6 dias (77,6%). Pode-se observar também que esta lagoa (Lagoa 3) foi a que sofreu a menor influência do tempo de detenção hidráulico sobre a remoção de amônia, comparativamente com as demais lagoas (Lagoas 1 e 2).

As Figuras 5.8.2.1 e 5.8.2.2, mostram o comportamento das concentrações do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo para a lagoa com profundidade útil de 30 cm.

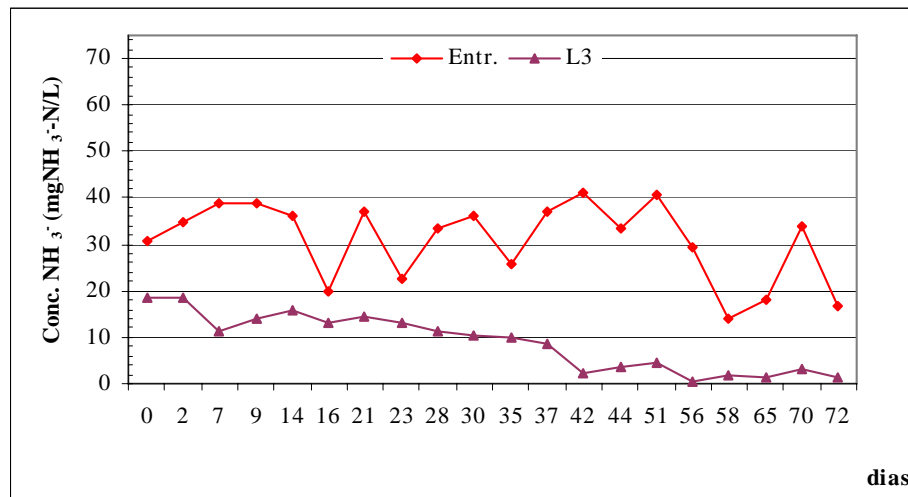


Figura 5.8.2.1: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 9 dias

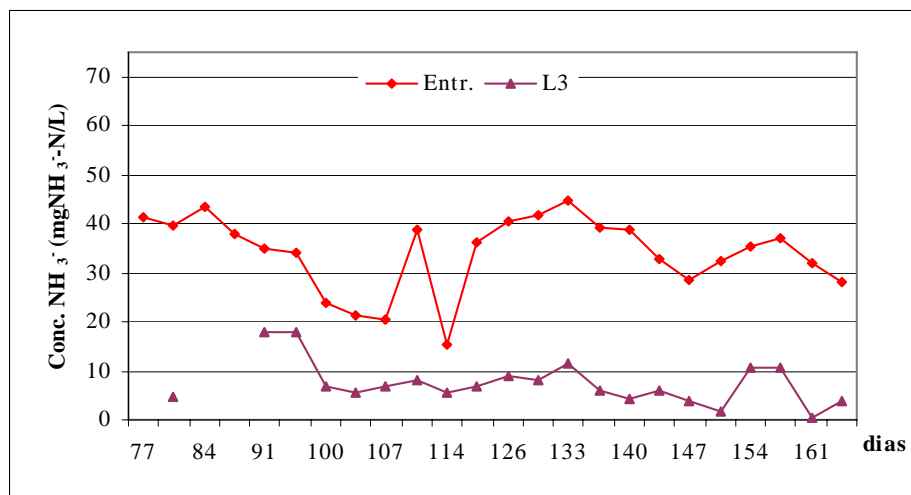


Figura 5.8.2.2: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 6 dias

Observa-se nas Figuras 5.8.2.1 e 5.8.2.2, que as concentrações do nitrogênio amoniacal efluente ao longo do tempo apresentavam-se sempre inferiores às concentrações afluente. Estas baixas concentrações do nitrogênio amoniacal efluente provavelmente tenha se dado pelo efeito combinado da nitrificação com volatilização. Isto é confirmado pelos valores elevados de concentração de nitratos para os tempo de detenção hidráulico de 9 e 6 dias (Tabela 5.8.3.1) e menores concentrações do nitrogênio amoniacal (Tabela 5.8.2.1). Para o tempo de detenção hidráulico igual a 3 dias não se observou esta mesma tendência de concentrações baixas do nitrogênio amoniacal no efluente. Porém, esta observação foi feita baseada em poucos dados amostrais.

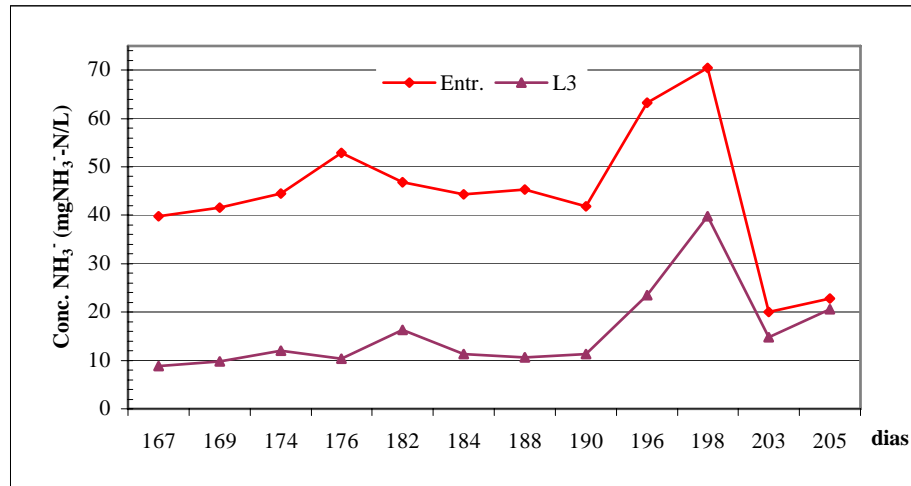


Figura 5.8.2.3: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 3 dias

Para a lagoa com profundidade útil de 60 cm observou-se o mesmo comportamento anômalo observado para NTK (item 5.8.1), onde não se encontrou justificativa a partir dos dados operacionais disponíveis. Isto fez com que a discussão do nitrogênio amoniacal ficasse baseada apenas para as lagoas com profundidade de 45 e 30 cm.

Para a lagoa de alta taxa com profundidade útil de 45 cm, também foi possível observar a influência do tempo de detenção hidráulico sobre a eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal (Tabela 5.8.2.1). As eficiências foram afetadas de forma notória quando em função da redução do tempo de detenção hidráulico, com os valores de eficiência de 76% e 64% para os tempos de detenção hidráulico de 9 e 6 dias, respectivamente e 46,4% para o tempo de detenção hidráulico igual a 3 dias. Nas Figuras 5.8.2.4 e 5.8.2.5 foi possível observar a tendência de valores decrescentes nas concentrações do nitrogênio amoniacal efluente.

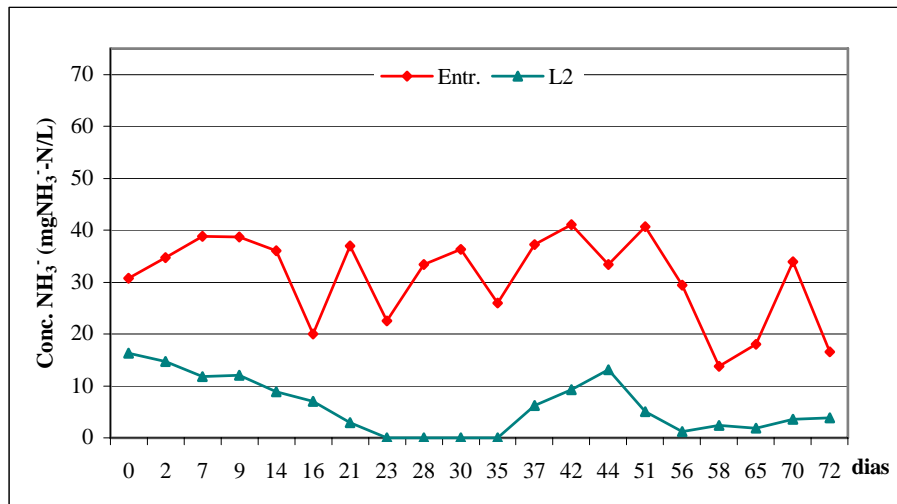


Figura 5.8.2.4: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 9 dias

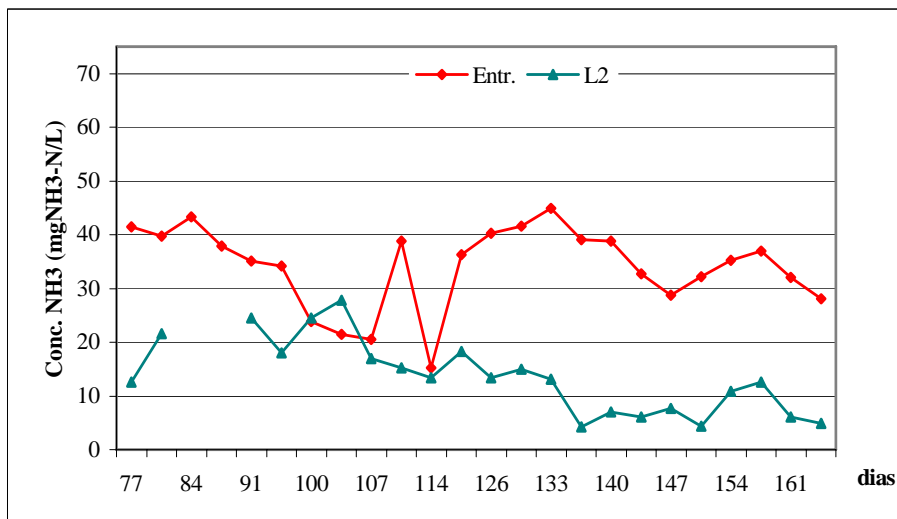


Figura 5.8.2.5: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal para TDH = 6 dias

Para estas observações feitas neste trabalho para a lagoa de alta taxa com profundidade útil de 45 cm, pode-se sugerir o uso de tempo de detenção hidráulico igual a 9 dias como parâmetro operacional pois este tempo proporcionou a melhor eficiência de remoção (76%). Isto também, provavelmente seja devido as mesmas suposições feitas para a lagoa com profundidade de 30 cm.

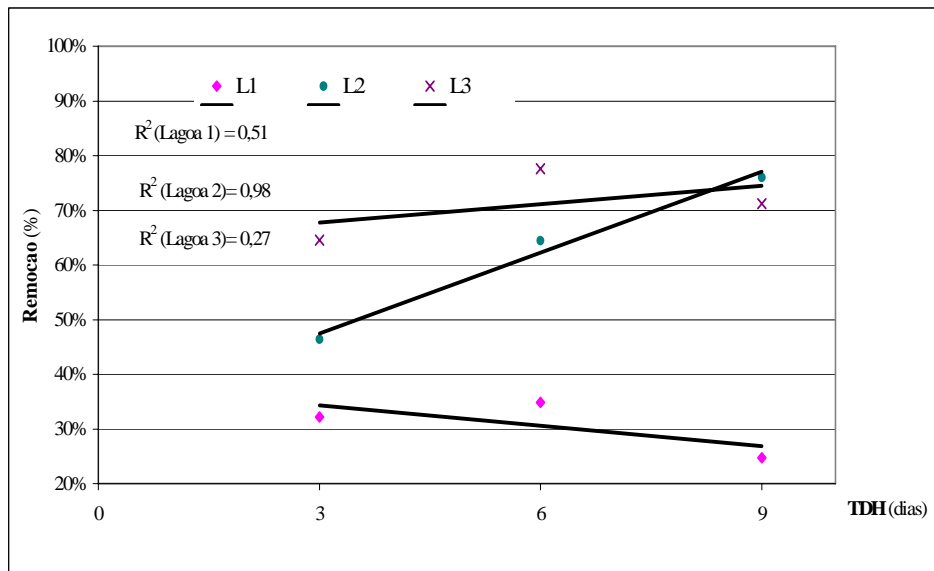


Figura 5.8.2.6: Eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal em função do tempo de detenção hidráulico

A Figura 5.8.2.6 mostra a relação da eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal em função do tempo de detenção hidráulico. Como pode ser verificado nesta figura, as melhores eficiências estão mesmo atribuídas às lagoas de alta taxa operadas com profundidade útil de 45 e 30 cm.

Neste trabalho, as lagoas com profundidades úteis de 30 e 45 cm proporcionaram as melhores eficiências de remoção do nitrogênio amoniacal (Tabela 5.8.2.1). Estas eficiências de remoção foram semelhantes as reportadas por Cromar *et al* (1992) e Li *et al* (1991), ou seja, eficiências na faixa de 60 a 90 %. Segundo Teixeira Pinto e Onoyama (1991), a remoção do nitrogênio amoniacal através do mecanismo de volatilização ocorre com pH acima de 9,3 e temperatura variando de 8,3 a 30 °C. Esta volatilização do nitrogênio amoniacal se dá com maior facilidade quando ocorrer desprendimento de bolhas de oxigênio durante a fotossíntese.

Outro mecanismo de remoção de amônia que poderia ocorrer nas lagoas de alta taxa seria a remoção devido a assimilação de amônia pelas algas. Segundo Arceivala (1981), em condições de alta taxa fotossintética, a elevada produção de algas contribui de forma direta com o consumo do nitrogênio amoniacal. Esta afirmação feita por Arceivala não só poderia

ajudar a explicar parte do mecanismo de remoção de amônia mas também a diminuição da alcalinidade observada neste trabalho.

Como pode ser observado, pelas considerações feitas anteriormente e pelos valores obtidos para remoção do nitrogênio amoniacal, supõe-se que os três mecanismos de remoção tenham sido contemplados neste trabalho porém, pareceu ser o mecanismo de volatilização o principal meio de remoção desta forma de nitrogênio sendo influenciado por valores de pH elevados (8 a 10). As lagoas com profundidade útil de 45 e 30 cm foram as que mais sofreram os efeitos de pH elevados ao longo de todo trabalho.

Assim sendo, pode-se recomendar como parâmetro de projeto e operação o uso de lagoas de alta taxa com profundidade útil máxima de 45 cm e tempo de detenção hidráulico igual ou superior a 9 dias.

5.8.3 Concentração de nitratos

Os valores das concentrações de nitrato elevaram-se significativamente do afluente para o efluente nas três lagoas de alta taxa para as condições operacionais de 9 e 6 dias quando comparados com o tempo de detenção hidráulico de 3 dias (Tabela 5.8.3.1).

Tabela 5.8.3.1: Concentrações médias de nitrato ($\text{mg NO}_3^- \text{-N/L}$)

TDH (dias)	Afluente	Efluente		
		Lagoa 1 (60 cm)	Lagoa 2 (45 cm)	Lagoa 3 (30 cm)
9	0,2	10,9	12,3	12,8
6	1,8	3,3	5,9	5,0
3	0,7	0,8	0,7	0,7

Observou-se na Tabela 5.8.3.1, que o processo de nitrificação foi afetado sobremaneira pelo tempo de detenção hidráulico. Contudo, não foi observado nitrificação para o tempo de detenção de 3 dias. Isto mostra com clareza que a ocorrência de nitrificação, neste trabalho, para tempos de detenção hidráulico igual a 3 dias foi bastante prejudicada. Para que a nitrificação seja contemplada de forma satisfatória, o tempo de detenção hidráulico médio

deverá ser suficiente para proporcionar a reprodução e desenvolvimento de bactérias nitrificantes, em especial dos organismos envolvidos na etapa inicial de oxidação do nitrogênio amoniacal, ou seja, dos *Nitrossomonas*. Conforme se observou neste trabalho, lagoas de alta taxa operadas com tempo de detenção hidráulico igual ou superior a 6 dias viabilizaria a presença das bactérias nitrificantes, as quais são também favorecidas por outros fatores tais como menor carga orgânica aplicada (Tabela 5.5.2). Constatou-se claramente o efeito da nitrificação quando estas três lagoas de alta taxa foram operadas com os tempos de detenção hidráulico de 9 e 6 dias.

O nível de oxigênio dissolvido não foi fator preponderante para a ocorrência da nitrificação para as três lagoas de alta taxa. Verificou-se a presença de O.D. em níveis elevados (média de 15 mg O₂/L ou acima) e também observou-se que a profundidade não teve grande efeito sobre a nitrificação conforme Tabela 5.8.3.1. Esta observação é importante pois permite projetar lagoas de alta taxa com profundidade útil igual ou superiores a 60 cm sem prejuízos para a ocorrência da nitrificação, deixando estas lagoas condicionadas apenas ao tempo de detenção hidráulico.

O parâmetro temperatura pareceu, neste trabalho, não ter afetado o processo de nitrificação pois observou-se que a nitrificação decresceu com o diminuição do tempo de detenção hidráulico mesmo com o aumento da temperatura, conforme visualizado na Tabela 5.8.3.1. Porém, esta afirmação carece de mais dados amostrais que venham a contemplar as condições de inverno e verão dentro de uma mesma condição operacional.

5.8.4 Nitrogênio total

As lagoas de alta taxa tratando efluente do reator anaeróbio obtiveram remoção de nitrogênio total (NTK + nitrito + nitrato) na faixa de 0 a 39%, em função do tempo de detenção hidráulico e profundidade útil, conforme apresentados na Tabela 5.8.4.1.

Tabela 5.8.4.1: Remoção média de nitrogênio total nas lagoas de alta taxa

TDH (dias)	Eficiências (%)					
	Lagoa 1 (60 cm)	Temp (°C)	Lagoa 2 (45 cm)	Temp (°C)	Lagoa 3 (30 cm)	Temp (°C)
9	0	17	24	17	15	16
6	11	20	25	20	39	20
3	28	26	35	26	39	26

Neste trabalho, observou-se que à medida que se diminuía o tempo de detenção hidráulico a eficiência na remoção nitrogênio total aumentou, conforme Tabela 5.8.5.1. Isto pode estar relacionado a não conversão do nitrogênio amoniacal em compostos oxidados (nitrito + nitrato), ou seja, a volatilização provavelmente prevaleceu sobre qualquer outro mecanismo de remoção de amônia.

Na lagoa com profundidade de 60 cm, operada com tempo de detenção hidráulico de 9 dias, não se observou remoção de nitrogênio total ganho na eficiência de remoção. A provável causa para eficiência nula observada na lagoa de alta taxa com profundidade de 60 cm talvez esteja relacionada as anomalias observadas nas eficiências de remoção de NTK e nitrogênio amoniacal (item 5.8.1 e 5.8.3).

Ainda sobre a Tabela 5.8.4.1, observou-se que para a lagoa de alta taxa operada com profundidade útil de 30 cm ocorre estabilização no valor médio de eficiência (39%), para os tempos de detenção hidráulico de 6 e 3 dias. Entretanto não foi possível identificar os fatores limitantes para remoção de nitrogênio total, fazendo-se necessário estudos mais detalhados para identificar esta tendência de estabilidade nos resultados de nitrogênio total removido para esta lagoa.

A observação feita sobre a eficiência na remoção de nitrogênio total, com base na profundidade útil, também foi observado nos trabalhos realizados por Teixeira e Onoyama (1991). Nos seus estudos, os autores sugeriram uso de lagoas de alta taxa com profundidades reduzidas pois, o desempenho das lagoas de alta taxa na remoção de nitrogênio é bastante afetado quando estas são projetadas com profundidades elevadas.

Sobre o efeito da temperatura sobre a eficiência na remoção de nitrogênio total pode-se apenas supor que os valores mais elevados tenham contribuído para a ocorrência da volatilização conforme mostrado na Tabela 5.8.4.1. Entretanto, esta suposição somente terá validade mediante maior abrangência das condições operacionais empregadas neste trabalho, ou seja, cada condição operacional testada deverá abranger as condições de inverno e verão.

5.8.5 Remoção de fósforo

Para muitos autores o fósforo vem a ser o nutriente que limita o crescimento das algas pois ele não é encontrado em quantidades nos ambientes naturais. Mesmo sendo o elemento que proporcionalmente é requerido em menor quantidade, sua presença se faz importante pois ele entra na formação do ATP, que é uma molécula da fase intermediária do processo de obtenção de energia para síntese de novas células e até mesmo para manutenção de sua vida.

Tabela 5.8.5.1: Concentrações médias de fosfato ($\text{mg PO}_4^{-3}\text{-P/L}$) em função do tempo de detenção hidráulico e eficiências alcançadas

TDH (dias)	Aflu.	Efluente					
		Lagoa 1 (60 cm)	rem (%)	Lagoa 2 (45 cm)	rem (%)	Lagoa 3 (30 cm)	Rem (%)
9	3,7	3,0	17	2,1	43	2,7	26
6	5,0	5,1	0	4,2	16	3,8	24
3	5,0	4,1	17	4,3	14	3,8	23

De acordo com os valores médios apresentados na Tabela 5.8.5.1, observou-se que pouco fósforo foi removido na lagoa com profundidade útil de 60 cm. Esta baixa remoção de fósforo conseguida na lagoa com profundidade útil de 60 cm provavelmente está associada

apenas à incorporação de fósforo à biomassa das algas pois o pH médio nesta lagoa foi de 7,5, bem abaixo dos 8,2 como observado por Mara e colaboradores (1992), para que viesse proporcionar precipitação. No entanto, estas eficiências não foram ruins pois estão dentro das faixas de remoções obtidas para este tipo de lagoa, conforme reportado por Cromar *et al* (1996), ou seja, eficiências médias na faixa de 0 a 65%.

Outra observação feita para esta lagoa com profundidade útil de 60 cm, foi que para o tempo de detenção de 6 dias não se observou remoção, ou seja, a remoção foi nula. Para esta remoção nula não se encontrou explicação apropriada pois esperava-se alguma remoção de fósforo com este tempo de detenção hidráulico já que para os demais tempos de detenção hidráulico obteve-se eficiências de remoção.

Nas lagoas de alta taxa de produção de algas operadas com profundidades úteis de 45 e 30 cm, respectivamente, observou-se boa remoção de fósforo, com a variação na faixa de 14 e 43 %. Tais faixas para eficiências de remoção também foram observadas por Cromar *et al* (1996).

Também observou-se que a lagoa de alta taxa com profundidade útil de 45 cm sofreu significativo decréscimo na eficiência com o tempo de detenção hidráulico (Tabela 5.7.5.1). Com isso, observou-se que as melhores remoções ficaram por conta do tempo de detenção hidráulico de 9 dias. Esta observação nos permite propor, para esta lagoa, o uso do tempo de detenção hidráulico igual ou superior a 9 dias.

Conforme Mara e colaboradores (1992), a precipitação de fósforo inicia-se com pH 8,2, e para cada uma unidade do pH acima deste valor, a concentração de fósforo decresce de um fator 10. Como pode ser observado neste trabalho, os valores médios de pH, constantes nos anexos, iguais ou superiores a 8,2 ocorreram com elevada frequência nas lagoas com profundidades úteis de 30 e 45 cm, aonde o valor médio do pH variou entre 8 e 10.

Para a lagoa com profundidade útil de 30 cm não se observou o efeito do tempo de detenção hidráulico sobre a remoção de fósforo, a despeito dos acréscimos observados para o pH, em função do tempo de detenção hidráulico.

Estas eficiências na remoção de fósforo encontradas para as lagoas de profundidade útil de 30 e 45 cm, permitem supor que a incorporação de fósforo à biomassa de algas tenha sido o principal mecanismo de remoção de fósforo neste sistema.

No geral, foi observada eficiência razoável na remoção de fósforo para as lagoas de alta taxa quando operadas com tempos de detenção hidráulico variando de 6 a 9 dias, exceto a lagoa de alta taxa com profundidade útil de 60 cm, operada com tempo de detenção hidráulico de 6 dias.

Para os valores de eficiências alcançados na remoção de fósforo, observou-se neste trabalho que as lagoas de alta taxa podem ser projetadas com profundidade útil menor ou igual 45 cm e tempo de detenção hidráulico igual ou superior a 9 dias.

6 CONCLUSÕES

De modo geral, o pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas mostrou-se atraente, em função da simplicidade operacional do processo e possibilidade de emprego de reduzidos tempos de detenção hidráulicos, comparativamente aos sistemas convencionais de lagoas de estabilização levando-se também em conta menor área requerida para sua instalação.

Conforme se observou neste trabalho, o desempenho das unidades experimentais foi afetado pela elevada presença de algas no efluente final, reduzindo sobremaneira a remoção de matéria orgânica e nutrientes. Por outro lado a sua presença mostrou-se importante pois promoveu alterações no pH, que se elevou bastante, o que provavelmente proporcionou a volatilização da amônia. Também, a presença das algas favoreceu a incorporação de fósforo à sua biomassa e o aumento na concentração de oxigênio necessário à estabilização da matéria orgânica e reações físico-químicas envolvidas no desempenho das lagoas de estabilização.

A eficiência na remoção de matéria orgânica, obtida para valores de tempo de detenção hidráulico na faixa de 9 a 3 dias, quando operadas com profundidades úteis de 60 e 30 cm, situou-se na faixa de 67% a 48%, respectivamente, levando-se em conta que as análises foram baseadas na fração solúvel da matéria orgânica para se eliminar o efeito adverso causado pela presença das algas. Cabe também salientar que se observou influência da altura útil sobre a eficiência do processo, permitindo-se desta forma recomendar a adoção de profundidades mais elevadas para redução da área superficial requerida, neste caso específico, uso de lagoas de alta taxa com profundidade útil de 60 cm.

A remoção de organismos patogênicos, baseada na determinação de coliformes fecais, situou-se na faixa de 70% a 98%, resultando em valores de concentração efluente usualmente acima do máximo recomendado pela OMS (na faixa de 10^3 NMP/100 ml) para uso irrestrito

em atividades agrícolas ou descarga em corpos de água destinados a balneabilidade. Entretanto, deve-se considerar que estes resultados provavelmente estão relacionados aos valores reduzidos de tempo de detenção hidráulico testados, nomeadamente 9 a 3 dias. Pelo que foi observado, neste trabalho, a profundidade útil não exerceu influência significativa no mecanismo de remoção de patogênicos, o que nos leva a sugerir lagoas de alta taxa com profundidade útil maior ou igual a 60 cm.

As eficiências na remoção global de nutrientes, baseada na remoção de nitrogênio e fósforo, obtidas para valores de tempos de detenção hidráulico na faixa de 9 a 3 dias, situou-se respectivamente na faixa de 39% a percentuais nulo para o parâmetro nitrogênio total e 43% a percentuais também nulo para parâmetro fósforo, resultando em valores de concentração efluente usualmente acima do máximo recomendado pelos órgãos ambientais. Entretanto, estes valores estão coerentes com os valores usualmente obtidos em lagoas de estabilização, porém, com menor tempo de detenção hidráulico (6 dias). Também, salienta-se que foi observada influência das profundidades úteis variando de 45 a 30 cm e pH sobre a eficiência do processo de remoção de nutrientes, o que permite recomendar a adoção de profundidade útil menor ou igual a 45 cm para que o uso de lagoas de alta taxa venha tornar-se atraente quando o objetivo principal é a remoção de nutrientes.

Neste trabalho, o tempo de detenção hidráulico e a profundidade útil das lagoas de alta taxa, afetaram significativamente, em valores numéricos, o pH nas três lagoas. Isto, provavelmente deu-se por conta do consumo de CO_2 pelas algas e uma maior concentração de OH^- . O mesmo efeito da profundidade útil e tempo de detenção hidráulico foi observado sobre os níveis de consumo da alcalinidade.

As elevadas concentrações de oxigênio foram contempladas de forma efetiva nas três lagoas de alta taxa devido a alta produtividade e “juventude” da comunidade de algas, conforme discutido neste trabalho. Porém, não se recomenda uso de lagoas de alta taxa com

tempo de detenção hidráulico menor que 6 dias, pois abaixo deste tempo de detenção, provavelmente haverá períodos prolongados com ausência de oxigênio dissolvido nos períodos noturnos em lagoas de estabilização.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para estudos futuros:

- Que se opere estas unidades de tratamento por um período que contemple todas as variações sazonais, bem como os efeitos da temperatura, intensidade e duração da luz solar sobre as eficiências de remoção de matéria orgânica, patogênicos e nutrientes dentro de uma mesma condição operacional;
- Que se testem lagoas de alta taxa com profundidades úteis superiores a 60 cm para que se confirmem as suposições feitas sobre seu efeito da profundidade útil sobre a remoção de matéria orgânica, patogênicos e nutrientes;
- Que se testem velocidades de mistura diferentes das utilizadas neste trabalho para verificar se há ou não efeito da velocidade sobre a maximização da biomassa de algas e eficiências do sistema;
- Recomenda-se também, o desenvolvimento de estudos sobre sistemas eficientes na remoção de algas, para fins de maximização desta modalidade de tratamento, a qual apresenta vantagens importantes no controle da poluição dos recursos hídricos, notadamente para comunidades de pequeno e médio porte.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARCEIVALA, S. J. 1981. **Wastewater treatment and disposal**. Marcel Dekker, New York, 892 p.
- ARTHUR, J. P. 1986. **Notes on the design and operation of the waste stabilization ponds in warm climates of developing countries**. World Bank. Washington, 106p.
- AZEVEDO NETTO, J. M. 1975, **Lagoas de estabilização**. São Paulo, CETESB, 241 p.
- AZOV, Y & SHELEF, G. 1982. Operation of high-rate oxidation ponds: theory and experiments. **Water Science Technology**, v. 16, p. 1153-1160.
- AZOV, V. & SHELEF, G. 1987. The effects of pH on the performance of High Rate oxidation ponds, **Water Science Technology**, v. 19, n. 12, p 381-383.
- BAHLAOU, M. A.; BALEUX, B. & FROUJI, M. A. 1998. The effect of environmental factors on bacterial populations and community dynamics in high rate oxidation ponds. **Water Environment Research**, v. 7, n. 6, September/October, pp. 1186-1197.
- BERNARDINO, L. 1988. **Tratamento de esgotos domésticos em lagoas de estabilização no centro oeste do Brasil**. Porto alegre, UFRGS – Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental n. p. Diss. maestr. Engenharia Civil.
- BICH, N. N.; YAZIZ, M. I. & BAKTI, N. A. K. 1999. Combination of *Chlorella Vulgaris* and *Eichhornia Crassipes* for wastewater nitrogen removal. **Water Science Technology**, v. 33, n.10, p. 2357-2362.
- BOGAN, R. H., ALBERTSON. O. E. & PLUNTZE, J. C. 1960. Use of algal in removing phosphorus from sewage. **Journal of the sanitary engineering divisin**, september, AS 5 p 1-20.

- BRANCO, S. M. 1978. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 2 ed. São Paulo, CETESB. 620 p.
- BRUNO, C. F.; CHERNICHARO; A. L. & ANDRADE NETO. 1999. Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, p 346-348.
- CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, C. A. & HIDALGO, N. D. 1994. Pós-tratamento em lagoas de estabilização de esgoto digerido anaerobicamente. In: **17º Congresso Brasileiro da ABES**. v. II, Tema 1, p. 468-481.
- COLLEY, D. R. J.; DONNISON, A. M. & SPEED, D. J. 1999. Inactivation of fecal indicator micro-organism in water stabilization ponds: Interaction of environmental factors with sunlight. **Water Research**, v. 33, n 5, p 1220-1230.
- CROMAR, N. J.; MARTINS, N. J. & CHRISTOFI, N. 1992. Determination of nitrogen and phosphorus partitioning within components of the biomass in high rate algal pond: significance for the coastal environment of the treated effluent discharge. **Water Science Technology**, v. 25, n 12, p 207-214.
- CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. & MARTIN, N. J. 1996. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture. **Water Science Technology**, v. 34, n.11, p. 133-140.
- CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; DIXON, N. G. H. & SILVA, S. A. 1992. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. **Water Science Technology**, v. 26, n. 7-8, p. 1729-1738.
- EPA. 1983. Design manual. municipal wastewater stabilization ponds. **United States Environmental Protection Agency**. 327 p.

- FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J. & EVISON, L. M. 1996. Coliforme die-off rate constants in high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. **Water Science Technology**, v. 34, n 11, p 141-147.
- FERRARA, R. A. & AVCI, C. B. 1982. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. **Journal Water Pollution Contamination Federation**, v. 4, nº 54, p. 361-369.
- GLOYNA, E. F & HERMANN, E. R. 1956. Waste Stabilization ponds; III. Formulation of design equations. *Sewage and Industrial Waste*, Washington, v. 38, n.8, p 963-975.
- GLOYNA, E. F. 1971. Waste stabilization ponds. Geneva, **World Health Organization**.
- GLOYNA, E. F. 1973. Estanques de estabilización de aguas residuales. Ginebra, **Organización Mundial de la Salude**. 192 p.
- GREEN, F. B.; BERNSTONE, L. S.; LUNDQUIST, T. J. 1996. Advanced integred wastewater pond systems for nitrogen removal. **Water Science Technology**, v. 33, n. 7, p. 207-217.
- HAMOURI, B. E; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, K & RHALLABI, N. 1994. High rate pond performances in fecal-coliforms and helminth egg removals. **Water Science Technology**, v. 28, n. 1, p. 171-174.
- HESS, M. L. 1975. **Lagoas aeróbias. Lagoas de estabilização**, São Paulo, CETESB, 2^a ed., cap. 5., p. 55-66.
- JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A. 1995. **Tratamento de esgotos domésticos**. ABES, 3^a ed., 683 p.
- KELLNER, E. & PIRES, E. C. 1998. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 244p.

- KONIG, A 1990. Biologia das lagoas: algas In: MENDONÇA, Sérgio Rolim 1990. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente**: Novos conceitos. João Pessoa, 388p.
- KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O. & FLORENTINO, I. Q. B. 1991. Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em sistemas de lagoas de estabilização em escala real. In: **16º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, Goiânia, 1991, anais. Rio de Janeiro, ABES. v. 2, tema I, p. 20-36.
- LI, J.; WANG, J. & ZHANG, J. 1991. Removal of nutrient salts in relation with algae in ponds. **Water Science Technology**, v. 24, n. 5, p. 75-83.
- MARA, D. D. 1983. **Sewage treatment in hot climates**. Chichester, John Wiley. 168p.
- MARA, D. D. & PEARSON, H. 1986. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: REHM, H. J. & REED, G., ed. **Biotechnology**. Weinheim, Verlagsgesellschaft. v. 8, chap. 4, p 177-206.
- MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W. & ALABASTER, G. P. 1992 Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, v. 6, p. 72-78.
- MARA, D. D. 1996, Waste Stabilization ponds: Effluent Quality Requirements and Implications for process Design. **Water Science and technology**, v.. 33, nº 7, pág 23-31.
- McGARRY, K. G. & PESCOD, M. B. 1970. Stabilization pond design criteria for tropical Asia. In: **INTERNATIONAL SYMPOSIUM FOR WASTE TREATMENT LAGOONS**, 2., Kansas City, 1970. Kansas City, Missouri, Basin Engineering Health Council, p. 114-132.

- MESPLE, F.; CASELLAS, C. & TROUSSELLIER, M. *et al.* 1996. Modelling orthophosphate evolution in a high rate algal pond. **Ecological Modelling**, v. 89, p 13-21
- METHODS FOR PHYSICAL AND CHEMICAL ANALYSIS OF FRESH WATER. 1978.
In: **2ª ed. International Biological Programme**. Handbooks, n. 8.
- MILLER, S. & ABELIOVICH, A 1977. Effects of high organic loading on mixed photosynthetic wastewater treatment. **Journal Water of the Pollution Control Federation**, march, p. 436-440.
- NEDER, K. D. & TEIXEIRA PINTO, M. A. 1994. Lagoas de estabilização de Sambambaia: novas técnicas no processo de tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização. In: **17º Congresso Brasileiro da ABES**, v. II, tema 1, p. 458-467.
- NEDER, K. D. & HARADA, A. L. 1997. Projeto da Estação de Tratamento de Esgotos do Paraná – UASB Compartmentado seguido de lagoas de Alta Taxa e Escoamento do Solo. In: **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu**. Paraná, Brasil, p. 75.
- ORAN, N. J. 1989. Water Stabilization Ponds and Aerated Lagoons. Biological Wastewater treatment Systems, Theory and operation. **Library of cataloging**, chap. 10, p 286-287.
- ORON, G. & SHELEF G. 1982. Maximizing algal yield in high rate oxidation ponds. **Journal of the Environmental**. Division, v. 108, nº EE4, August, pp. 730-737.
- ORTEGA, B. C. H. 1975. **Lagoas aeróbias. Lagoas de estabilização**, São Paulo, CETESB, 2ª ed., cap. 5., p. 55-66.

- OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B.; LUDWING, H. F. & LYNCH, V. 1953. Algae symbiosis in oxidation ponds – II Growth characteristics of chlorella pyrenoidosa cultured in sewage. **Sewage and Industrial Wastes**. Washington, v. 4, n. 1, p. 26-37.
- OSWALD, W. J. 1991. Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. **Water Science Technology**, v. 24, n. 5, p. 1-7.
- OSWALD, W. J.; GOULEKE, C. G. & TYLER, R. W. 1997. Integrated Pond Systems for subdivisious. **Jornal of the Pollution Control Federation**. v. 39, p 1289-1304.
- PANO, A. & MIDDLEBROOKS, E. J. 1982. Ammonia Nitrogen Removal in Facultative Wastewater Stabilization Ponds. **Jornal of the Pollution Control Federation**., v. 4, n. 54, p. 344-351.
- PEARSON, H. W. s. d. b. **Reutilização de afluente** (com referência especial para recuperação em agricultura e lagoas de estabilização). s.l. 13 p.
- PEARSON, H. & KONIG, A. 1986. The biology of waste stabilization ponds systems. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE INVESTIGACIÓN SOBRE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN, Lima, 1986. **Trabajos presentados**. Lima, CEPIS. p 26-39.
- PEARSON, H.; MARA, D. D.; MILLS, S. W. et al. 1987. Physicochemical parameters influencing fecal coliform survival in wastewater stabilization ponds. **Water Science Technology**, v.19, n. 12, p. 145-152.
- PEARSON, H. W. 1987 Applications of algae in sewage treatment process. In: DA SILVA, E. J. et alii, ed. **Microbial Technology in the developing world**. Oxford, Oxford University. p. 260-288.

- PEARSON, H. W. 1996. Expanding the horizons of ponds technology and application in a environmentally conscious world. **Water Science and Technology**, v 33, n. 7, p 23-31.
- PICOT, B.; BAHLAOUI A.; MOERSIDIK, S. et al. 1992. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Water Science Technology**, v. 25, n.12, p. 197-206
- PICOT, B.; MOERSIDIK, S.; CASELLAS, C. et al. 1993. Using diurnal-variations in a high rate algal pond for management pattern. **Water science Technology**, v. 28, n. 10, p. 169-175.
- PINHEIRO, H. M.; REIS, M. T. & NOVAIS, J. M. 1987. A study of the performance of a high rate photosynthetic ponds system. **Water Science Technology**, v 19, n. 12, p. 123-130.
- ROSE, P. D., MAART, B. A.; DONN, K. M.; ROWSWELL, R. A. & BRITZ, P. 1996 High Rate Algal Oxidation Ponding for the treatment of Tannery effluents. **Water Science and Technology**. v 33, n. 7, p 219-228.
- SANTOS, M. C. R. & OLIVEIRA, J. F. S. 1987 Nitrogen transformation and removal in waste stabilization ponds in Portugal. **Water Science Technology**, v. 19, n. 12, p. 123-130.
- SEBASTIAN, S. & NAIR, K. V. K. 1984. Total removal of coliforms and *E.coli* from domestic sewage by high-rate pond mass culture of *Scenedesmus obliquus*. **Environmental Pollution**, serie A, n. 34, p. 197-206.
- SHELEF, G & AZOV, Y. 1987. High rate oxidation ponds. The Israeli experience. **Water Science Technology**, v 19. n 12, p 249-255.

- SHIMADA, P.; BIDONE, F. & ALMEIDA FILHO, M. 1987. Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgotos doméstico na região centro-oeste. **Revista DAE**, São Paulo, 47 (150), p. 268-74, dez.
- SILVA, S. 1985. Remoção de nutrientes em lagoas de estabilização em série tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. Capina Grande, EXTRABES. 7 f. In: 13º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Maceió, 1985 e integrante da **Coleção de Trabalhos Técnicos das pesquisas realizadas na EXTRABES**. 1977-1988.
- SILVA, S. A. & MARA, D. D. 1979. **Tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES. 140p.
- SILVA, S. A.; MARA, D. D. & OLIVEIRA, R. 1987. The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil, **Waste Science and Technology**, 19, n. 12, p 61-64.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. & MARA, D. D. 1991. Lagoas de estabilização profundas II: remoção de nutrientes. In: **16º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. Goiânia, 1991. Anais, Rio de Janeiro, ABES. p. 356-368.
- SOARES, J., SILVA, S. A., OLIVEIRA, R. et al. 1995. Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in Northeast Brazil. In: **3rd IWAQ International Specialist Conference**. Waste stabilization ponds: technology and applications. João Pessoa, PB, p. 27-31.
- SOARES, J. B. 1999. Água, poluição e doenças. **Revista ABASTECE**: Nossa água, Eu me preocupo. ABAS, ano 1, n. 1. Janeiro/ Fevereiro/ Março, Ceará, 26 p.
- STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 1995
In: **19^a ed. Washington: American Public Health Association**; American Water Works

Association; Water Environment Federation. Editor: Earton, Andrew O.; Clesceri, Lenore S.; Greenberg, Arnold E.

SUKENIK, A.; SCHRODER, W. & LAUER, J. *et al.* 1985. Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphorus ions. **Water Research**, n. 19, p. 127-129.

SURAMPALLI, R. Y.; BANERJI, S. K. & PYCHA, C. J. *et al.* 1995. Phosphorus removal in ponds. **Water Science Technology**, v. 21, n. 12, p. 331-339.

TEIXEIRA PINTO, M. A. & ONOYAMA, M. T. 1991. Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoas de alta taxa. **Revista DAE-SABESP**, n. 161, p. 6-13.

TEIXEIRA PINTO, M.; NEDER, K. D. & FELIZZATO, M. R. *et al.* 1997. ETE Sambambai – dos projetos à prática dos novos conceitos no processo de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização. In: **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu**, Paraná, Brasil, p. 150 – 155.

UEHARA, M. & VIDAL, W. L. 1989. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo, CETESB. (Série manuais), 89 p.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. 1994. **Tratamento de lodos**. In: Tratamento anaeróbio de esgotos, um mal para regiões de clima quente. Campina Grande, Paraíba, cap.6

VICTORETTI, B. A. 1973. **Contribuição ao emprego de lagoas de estabilização como processo de depuração de esgotos domésticos**. São Paulo, CETESB, 131 p.

VON SPERLING, Marco. 1996, **Princípios de tratamento biológicos de águas residuárias.**

Minas Gerais, Departamento de engenharia sanitária e ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. vol.3., 134p.

YANES, F. 1982. **Avances en el tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización.** Lima, CEPIS. 58f.

YANG, P. Y. & NEGANO, S. Y. 1982 Integrated Anaerobic Digestion and Algal-Biomass Treatment Process for Swine Wastewater. Proceedings. In: **37ª Conferencia da Universidade de Purdue**, p. 141-161.

ANEXO A1
PARÂMETROS AMOSTRADOS

TABELA A1.1 - Variação anual do pH para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	7,12	7,45	8,51	7,91
2	7,25	7,45	8,66	7,89
7	7,24	7,45	8,22	7,87
9	7,29	7,69	7,43	7,89
14	7,11	7,61	7,54	7,46
16	7,07	8,12	7,42	7,80
21	7,24	7,27	7,11	7,35
23	7,17	7,37	7,35	7,51
28	7,18	7,27	7,78	7,39
30	7,34	7,51	8,0	7,69
35	7,21	7,60	7,51	7,78
37	7,31	7,66	7,23	7,68
42	7,41	7,63	7,41	8,40
44	7,24	7,85	7,45	7,80
51	6,96	7,63	7,36	7,80
56	7,10	7,41	7,05	8,11
58	7,04	7,29	6,89	6,95
65	7,06	7,48	7,61	8,11
70	7,49	sr	8,00	8,28
72	7,01	sr	6,75	7,27

TABELA A1.2 - Variação anual do pH para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	7,60	sr	7,55	9,97
79	7,33	7,45	7,51	8,45
84	7,37	7,67	sr	sr
86	6,91	7,74	sr	sr
91	7,23	7,51	7,45	7,07
93	7,32	7,67	7,73	7,43
100	6,82	7,90	7,63	9,42
105	6,95	7,98	7,60	9,10
107	7,3	7,65	8,05	8,00
112	6,90	8,61	8,65	9,56
114	6,89	7,71	8,83	8,61
121	7,10	7,86	7,75	9,10
126	7,23	7,70	7,75	9,30
128	6,92	7,54	7,60	7,30
133	6,93	7,45	8,04	7,58
135	6,95	7,50	9,05	7,66
140	7,22	7,91	8,62	7,88

TABELA A1.2 - Variação anual do pH para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	6,95	7,88	8,32	8,80
147	7,20	7,80	8,55	9,70
149	7,05	7,57	8,66	9,92
154	7,02	7,58	7,85	9,55
156	6,92	7,49	7,50	8,93
161	7,00	8,53	8,61	9,20
163	7,05	8,00	7,95	8,56

TABELA A1.3 - Variação anual do pH para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	7,10	7,45	8,40	8,90
169	7,40	7,50	8,75	8,80
174	7,40	7,65	7,45	7,18
176	6,96	8,29	8,77	9,33
182	7,01	8,22	8,08	8,55
184	7,05	8,6	8,4	8,85
188	6,9	8,16	8,37	8,61
190	7,1	7,8	7,91	7,76
196	7,3	8,71	8,34	7,95
198	6,9	7,81	8,39	7,57
203	7,04	7,38	7,31	7,5
205	6,81	7,52	7,56	7,93

TABELA A1.4 - Variação anual da alcalinidade (mg CaCO₃/L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	206,59	160,43	146,15	157,14
2	223,08	171,43	140,66	156,04
7	244,20	193,68	118,94	131,58
9	271,57	197,89	126,31	143,15
14	241,04	189,47	95,79	133,68
16	164,20	176,84	94,73	129,47
21	254,44	183,24	68,06	125,65
23	188,48	167,54	56,54	124,21
28	217,80	169,63	57,59	120,42
30	227,22	167,54	57,59	112,04
35	219,89	180,10	57,59	106,80
37	251,30	178,01	89,00	102,62
42	243,97	183,24	104,71	71,20
44	264,44	194,44	127,48	77,77
51	250,00	150,00	75,55	76,67
56	220,00	144,44	55,55	58,89
58	147,78	160,00	63,33	72,22
65	138,89	133,33	72,22	69,99
70	225,55	sr	83,33	79,99
72	133,33	sr	46,67	79,99

TABELA A1.5 - Variação anual da alcalinidade (mg CaCO₃/L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	254,85	sr	145,16	64,52
79	247,32	269,90	188,18	80,68
84	263,45	272,05	sr	sr
86	268,82	274,20	sr	sr
91	254,06	210,81	248,65	189,19
93	232,44	221,63	248,65	243,25
100	156,76	182,71	206,49	185,95
105	237,84	158,92	156,76	129,73
107	259,46	129,73	140,54	144,87
112	283,25	182,71	155,68	131,89
114	275,41	202,19	178,14	131,15
121	231,69	207,65	200,00	134,43
126	239,34	179,24	134,43	174,86
128	267,76	196,75	103,82	186,89
133	273,22	207,65	114,75	191,26
135	261,20	181,42	107,10	158,47
140	275,41	144,26	107,10	229,51

TABELA A1.5 - Variação anual do alcalinidade (mg CaCO₃/L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	290,90	145,45	143,03	139,39
147	313,93	147,88	122,42	113,94
149	294,54	118,78	105,45	104,24
154	313,93	152,72	118,78	101,82
156	247,27	144,24	104,24	110,3
161	248,48	141,82	111,51	107,88
163	226,23	114,75	99,45	116,94

TABELA A1.6 - Variação anual do alcalinidade (mg CaCO₃/L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	275,41	182,51	143,17	131,15
169	289,62	178,14	251,37	125,68
174	292,9	210,93	165,03	120,22
176	297,27	201,09	145,36	272,13
182	342,7	224,72	191,01	146,07
184	303,37	207,87	191,01	129,21
188	322,47	197,75	178,65	134,83
190	298,88	196,63	174,16	146,07
196	280,22	148,35	164,83	176,92
198	287,91	169,23	162,64	218,68
203	251,65	191,21	172,53	168,13
205	249,45	182,42	146,15	128,57

TABELA A1.7 - Variação anual da DQO_{Total} (mgO₂/L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	270,85	141,31	129,54	111,87
2	153,60	92,16	73,73	36,86
7	267,70	142,40	182,27	176,58
9	327,36	238,08	331,78	130,94
14	136,70	193,66	250,62	131,00
16	58,88	141,31	176,64	176,64
21	39,42	84,48	135,17	191,49
23	128,06	111,36	189,31	183,74
28	84,22	162,43	192,51	96,26
30	107,14	124,99	214,27	101,18
35	99,01	163,07	267,90	192,19
37	106,01	141,35	94,23	117,79
42	222,72	161,47	83,52	244,99
44	195,84	184,96	157,76	369,92
51	238,23	191,91	172,06	410,29
56	196,74	189,95	149,25	217,09
58	400,26	176,38	257,79	264,58
65	64,00	32,00	44,80	44,80
70	37,63	sr	43,90	87,81
72	134,40	sr	172,80	179,20

TABELA A1.8 - Variação anual da DQO_{Total} (mgO₂/L) para TDH = 6 dia

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	128,01	sr	99,20	220,80
79	236,80	144,00	160,00	185,60
84	184,32	115,20	sr	sr
86	180,58	52,27	sr	sr
91	166,15	184,61	104,61	73,85
93	147,69	166,15	59,23	54,61
100	108,29	216,58	58,05	72,19
105	256,00	280,38	219,43	304,76
107	206,13	200,24	217,91	200,24
112	148,15	207,41	136,30	314,07
114	196,42	255,94	101,18	398,78
121	338,82	180,71	158,12	220,23
126	sr	sr	sr	sr
128	sr	sr	sr	sr
133	sr	sr	sr	sr
135	260,70	219,26	450,37	142,22
140	157,97	36,45	109,37	194,43

TABELA A1.8 - Variação anual da DQO_{Total} (mgO₂/L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	113,68	391,58	37,89	258,94
147	212,06	280,84	292,30	406,92
149	218,00	334,08	460,80	368,64
154	109,44	132,48	270,72	230,40
156	195,84	172,80	316,80	288,00
161	54,40	326,40	250,24	95,56
163	68,64	366,08	225,28	204,16

TABELA A1.9 - Variação anual da DQO_{Total} (mgO₂/L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	151,23	230,14	230,14	249,86
169	105,11	252,26	154,16	322,34
174	157,27	176,93	242,46	412,83
176	160,00	224,00	224,00	320,00
182	192	236,8	230,4	371,2
184	109,96	154,11	173,38	160,53
188	117,55	189,39	228,57	208,98
190	247,1	329,47	253,44	253,44
196	204,35	165,52	198,62	65,92
198	297,37	168,08	232,73	64,65
203	285,7	238,08	244,03	244,03
205	122,93	193,17	263,41	275,12

TABELA A1.10 - Variação anual da DQOfiltrada (mgO₂/L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	86,85	55,94	52,99	55,94
2	55,30	33,79	26,11	46,08
7	86,86	46,99	78,32	62,66
9	86,30	68,45	96,72	78,86
14	84,02	65,50	88,29	68,35
16	46,77	55,94	50,05	58,88
21	36,61	46,46	23,94	49,28
23	27,84	40,37	22,27	41,76
28	54,14	61,66	75,20	54,14
30	46,13	41,66	59,52	44,64
35	66,98	61,15	42,22	65,52
37	79,51	58,90	73,62	67,73
42	114,43	48,84	37,68	65,59
44	108,80	116,96	62,56	93,84
51	86,03	52,94	54,60	109,19
56	118,72	40,70	47,49	88,19
58	96,67	91,58	89,89	127,20
65	40,00	30,00	36,00	34,00
70	27,04	sr	36,45	67,42
72	62,40	sr	62,40	78,40

TABELA A1.11 - Variação anual da DQOfiltrada (mgO₂/L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	124,80	sr	57,60	51,20
79	171,20	51,20	132,80	171,20
84	180,58	52,27	sr	sr
86	95,88	87,12	sr	sr
91	76,80	59,90	62,98	50,69
93	62,98	58,37	53,76	44,54
100	73,70	64,67	46,62	34,59
105	114,00	91,20	72,96	82,08
107	80,86	54,46	60,35	69,18
112	110,40	75,07	88,32	60,35
114	85,24	100,19	64,30	130,09
121	101,38	95,74	88,70	95,74
126	sr	sr	sr	sr
128	sr	sr	sr	sr
133	sr	sr	sr	sr
135	81,24	59,52	145,82	74,40
140	115,52	27,36	41,04	148,96

TABELA A1.11 - Variação anual da DQOfiltrada (mgO₂/L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	47,52	104,54	33,26	107,71
147	61,23	76,90	76,90	108,22
149	86,40	118,08	112,32	152,64
154	70,56	86,40	67,68	67,68
156	69,12	54,72	83,52	103,68
161	54,40	97,92	80,24	65,28
163	49,28	86,24	72,16	112,64

TABELA A1.12 - Variação anual da DQOfiltrada (mgO₂/L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	52,74	69,22	74,16	131,84
169	87,20	90,69	108,13	50,58
174	114,24	83,23	166,46	138,72
176	62,40	168,00	91,20	148,80
182	83,2	72	67,2	104
184	59,2	52,8	57,6	91,2
188	48,96	81,6	71,81	81,6
190	66,53	88,7	87,12	88,7
196	51,09	59,33	56,03	41,2
198	113,12	48,48	64,64	16,16
203	89,28	89,28	92,26	66,96
205	74,63	92,2	86,34	80,49

TABELA A1.13 - Variação de Coli. total (NMP/100ml) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	sr	sr	sr	sr
2	sr	sr	sr	sr
7	sr	sr	sr	sr
9	sr	sr	sr	sr
14	240000000	54000	sr	54000
16	sr	sr	sr	sr
21	sr	sr	sr	sr
23	sr	sr	sr	sr
28	sr	sr	sr	sr
30	sr	sr	sr	sr
35	sr	sr	sr	sr
37	sr	sr	sr	sr
42	sr	sr	sr	sr
44	sr	sr	sr	sr
51	9200000	350000	330000	540000
56	sr	sr	sr	sr
58	3500000	49000	6000	540000
65	140000	210000	130000	8000
70	920000	sr	240000	540000
72	170000	sr	130000	33000

TABELA A1.14 - Variação de Coli. total (NMP/100ml) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	1700000	sr	540000	350000
79	350000	1600000	920000	26000
84	4600000	1600000	sr	sr
86	3500000	17000	sr	sr
91	230000	33000	140000	33000
93	630000	94000	110000	46000
100	700000	110000	170000	110000
105	3500000	130000	170000	140000
107	1100000	240000	23000	130000
112	2400000	920000	240000	350000
114	9200000	920000	33000	13000
121	9200000	1600000	1600000	140000
126	4600000	920000	1600000	280000
128	sr	sr	sr	sr
133	sr	sr	sr	sr
135	sr	sr	sr	sr
140	16000000	280000	0	2000

TABELA A1.14 - Variação de Coli. total (NMP/100ml) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	sr	sr	sr	sr
147	3400000	0	33000	0
149	24000000	16000000	5400000	0
154	9200000	350000	920000	8000
156	2400000	24000000	2400000	240000
161	9200000	1100000	460000	2000
163	5400000	79000	240000	540000

TABELA A1.15 - Variação de Coli. total (NMP/100ml) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	3500000	920000	2800000	240000
169	5400000	350000	3500000	540000
174	330000	130000	1100000	79000
176	16000000	5400000	5400000	79000
182	1400000	540000	350000	1100000
184	5400000	540000	1600000	9200000
188	2400000	2400000	920000	540000
190	9200000	16000000	16000000	2400000
196	330000	0	0	0
198	2400000	2200000	2400000	5400000
203	5400000	350000	1600000	280000
205	9200000	16000000	1,6E+07	3500000

TABELA A1.16 - Variação de Coli. fecal (NMP/100ml) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	sr	sr	sr	sr
2	sr	sr	sr	sr
7	sr	sr	sr	sr
9	sr	sr	sr	sr
14	700000	17000	sr	11000
16	sr	sr	sr	sr
21	sr	sr	sr	sr
23	sr	sr	sr	sr
28	sr	sr	sr	sr
30	sr	sr	sr	sr
35	sr	sr	sr	sr
37	sr	sr	sr	sr
42	sr	sr	sr	sr
44	sr	sr	sr	sr
51	2800000	34000	170000	350000
56	sr	sr	sr	sr
58	0	9000	0	2000
65	80000	5000	17000	8000
70	9200000	sr	130000	33000
72	260000	sr	11000	4000

TABELA A1.17 - Variação de Coli. total (NMP/100ml) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	330000	sr	17000	26000
79	350000	280000	94000	8000
84	1100000	920000	sr	sr
86	330000	7000	sr	sr
91	50000	13000	110000	33000
93	90000	21000	14000	33000
100	110000	17000	17000	13000
105	80000	12000	22000	sr
107	260000	sr	sr	8000
112	2400000	220000	240000	22000
114	2400000	54000	8000	2000
121	1400000	280000	350000	33000
126	2100000	26000	220000	170000
128	sr	sr	sr	sr
133	sr	sr	sr	sr
135	sr	sr	sr	sr
140	9200000	17000	0	0

TABELA A1.17 - Variação de Coli. total (NMP/100ml) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	sr	sr	sr	sr
147	1300000	0	27000	0
149	3500000	0	34000	0
154	70000	79000	27000	2000
156	2400000	3500000	49000	27000
161	9200000	170000	140000	2000
163	330000	27000	79000	130000

TABELA A1.18 - Variação de Coli. total (NMP/100ml) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	70000	34000	220000	22000
169	5200000	270000	1700000	170000
174	170000	7000	40000	0
176	16000000	330000	330000	79000
182	600000	540000	17000	110000
184	1100000	33000	920000	490000
188	2400000	240000	540000	350000
190	1300000	16000000	1300000	240000
196	0	0	0	0
198	2400000	330000	240000	490000
203	5400000	350000	1600000	17000
205	9200000	310000	130000	0

TABELA A1.19 - Concentração de NTK para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	41,85	29,54	27,08	25,23
2	42,46	32,61	25,85	25,85
7	48,92	34,19	22,99	20,63
9	47,16	33,60	28,29	27,70
14	44,21	34,19	20,04	22,40
16	24,76	31,83	18,27	21,22
21	45,15	34,01	17,59	24,63
23	28,73	30,49	15,83	27,56
28	37,53	30,49	11,73	19,44
30	42,22	32,84	8,80	19,35
35	39,82	37,33	12,44	22,40
37	46,04	33,60	13,07	22,40
42	54,13	42,93	21,15	18,67
44	49,78	41,07	24,27	19,91
51	52,89	36,09	18,67	25,51
56	38,54	31,91	16,26	19,87
58	29,51	27,70	13,85	16,26
65	24,08	18,06	7,83	9,63
70	44,55	sr	17,46	12,64
72	23,48	sr	13,24	12,64

TABELA A1.20 – Concentração de NTK para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	51,79	sr	24,09	10,24
79	53,59	44,56	30,11	18,06
84	56,00	44,60	sr	sr
86	48,17	49,38	sr	sr
91	44,80	42,38	32,09	26,03
93	46,01	41,77	29,06	28,45
100	35,72	29,66	36,93	16,95
105	35,72	29,66	36,93	16,95
107	38,75	24,82	22,40	21,79
112	54,47	34,27	24,48	35,49
114	26,93	37,94	23,26	19,58
121	sr	sr	sr	sr
126	sr	sr	sr	sr
128	sr	sr	sr	sr
133	sr	sr	sr	sr
135	sr	sr	sr	sr
140	76,70	43,44	27,83	48,87

TABELA A1.20 - Concentração de NTK para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	47,51	35,97	20,36	24,44
147	35,97	28,51	18,33	19,68
149	44,80	25,11	31,22	24,44
154	63,13	54,30	42,08	38,01
156	52,94	39,37	34,62	29,19
161	40,39	25,09	25,09	12,85
163	36,11	19,58	17,75	15,30

TABELA A1.21 – Concentração de NTK para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	53,20	28,13	31,80	35,47
169	56,31	37,94	39,78	27,54
174	58,74	53,85	50,18	39,77
176	66,09	51,40	35,49	66,70
182	60,4	47,82	41,53	33,98
184	54,11	42,16	40,27	28,94
188	57,89	44,04	38,38	29,57
190	53,48	49,71	42,79	28,94
196	84,61	57,14	64,83	42,86
198	89,01	72,53	49,45	58,24
203	75,82	80,22	70,33	58,24
205	71,43	64,83	54,94	42,86

TABELA A1.22 - Concentração de NH₃ (mg NH₃-N/L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	30,73	21,82	16,28	18,74
2	34,72	22,43	14,75	18,74
7	38,85	25,61	11,78	11,48
9	38,70	27,08	12,07	13,83
14	36,09	25,90	8,83	15,60
16	20,02	24,14	7,06	12,95
21	37,03	25,77	2,93	14,64
23	22,48	24,59	0,00	12,88
28	33,38	21,96	0,00	11,42
30	36,31	24,01	0,00	10,54
35	25,96	26,72	0,00	9,94
37	37,19	26,72	6,22	8,39
42	41,02	28,59	9,32	2,48
44	33,41	27,96	13,05	3,42
51	40,70	21,44	5,00	4,66
56	29,47	17,44	1,20	0,60
58	13,83	21,65	2,40	1,80
65	18,04	13,83	1,80	1,51
70	33,98	sr	3,61	3,01
72	16,54	sr	3,91	1,20

TABELA A1.23 - Concentração de NH₃ (mg NH₃-N/L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	41,49	sr	12,62	
79	39,69	35,48	21,65	4,51
84	43,30	38,49	sr	sr
86	37,89	37,89	sr	sr
91	35,07	27,82	24,48	17,84
93	34,16	26,00	18,08	17,84
100	23,88	18,68	24,48	6,95
105	21,47	23,58	27,82	5,74
107	20,55	19,29	17,00	6,95
112	38,81	23,23	15,28	8,25
114	15,17	23,23	13,45	5,50
121	36,37	25,36	18,33	6,72
126	40,34	25,67	13,45	8,86
128	41,56	25,67	14,98	7,94
133	44,92	28,73	13,14	11,61
135	39,12	22,92	4,28	6,11
140	38,81	23,53	7,03	4,28

TABELA A1.23 - Concentração de NH₃ (mg NH₃-N/L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	32,70	14,06	6,11	6,11
147	28,73	22,30	7,64	3,67
149	32,22	8,13	4,41	1,69
154	35,25	21,69	10,85	10,50
156	36,94	22,37	12,54	10,85
161	32,09	7,64	6,11	0,61
163	28,12	7,64	4,89	3,67

TABELA A1.24 – Concentração de NH₃ (mg NH₃-N/L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	39,73	22,00	21,70	8,87
169	41,56	16,81	18,33	9,78
174	44,53	35,86	23,6	11,95
176	52,89	36,06	20,78	10,39
182	46,81	32,99	25,45	16,33
184	44,30	31,11	24,51	11,31
188	45,24	29,53	21,68	10,68
190	41,79	27,96	20,42	11,31
196	63,26	44,29	49,71	23,50
198	70,49	56,03	29,82	39,77
203	19,97	25,20	13,21	14,75
205	22,74	25,50	16,59	20,59

TABELA A1.25 - Concentração de NO₂⁻ (mg NO₂⁻ – N/L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
sr	sr	sr	sr	sr
2	0,94	1,78	10,29	8,53
7	nd	sr	nd	7,72
9	nd	sr	5,62	0,36
14	nd	sr	sr	sr
16	5,78	sr	sr	sr
21	5,78	sr	sr	sr
23	7,88	sr	sr	sr
28	0,12	sr	sr	sr
30	nd	sr	sr	sr
35	0,23	sr	sr	sr
37	nd	sr	sr	sr
42	nd	sr	sr	sr
44	nd	sr	sr	sr
51	nd	1,08	0,59	0,3
56	1,2	0,6	0,37	nd
58	1,29	0,42	1,49	nd
65	2,51	nd	nd	0,19
70	nd	sr	nd	nd
72	nd	sr	0,29	nd

TABELA A1.26 – Concentração de NO₂⁻ (mg NO₂⁻ – N/L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	3,76	sr	1,39	0,93
79	3,82	21,23	1,18	nd
84	1,05	14,9	sr	sr
86	0,44	2,31	sr	sr
91	nd	0,81	1,24	4,98
93	nd	0,16	0	15,87
100	nd	23,97	11,08	nd
105	11,9	nd	nd	nd
107	6,68	0,54	nd	nd
112	4,84	nd	nd	0,13
114	0,48	23,77	15,94	nd
121	0,79	10,40	9,71	4,04
126	nd	nd	1,23	nd
128	nd	nd	2,89	4,61
133	nd	nd	3,13	0,85
135	nd	0,78	3,86	3,76
140	1,55	4,09	nd	1,06

TABELA A1.26 - Concentração de NO₂⁻ (mg NO₂⁻ – N/L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	2,74	1,95	5,58	0,79
147	nd	2,76	4,58	0,83
149	nd	3,58	5,15	0,60
154	nd	2,37	4,58	0,62
156	nd	2,63	5,69	0,58
161	nd	3,40	0,50	6,58
163	0,49	0,58	5,88	0,57

TABELA A1.27 – Concentração de NO₂⁻ (mg NO₂⁻ – N/L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	19,61	2,30	nd	1,80
169	26,51	nd	nd	nd
174	4,72	0,53	2,30	4,25
176	nd	0,75	3,19	4,75
182	nd	0,75	1,62	8,33
184	nd	0,95	1,47	7,23
188	nd	0,74	0,96	3,25
190	3,77	nd	nd	1,15
196	nd	1,40	0,87	0,51
198	0,46	0,50	0,68	nd
203	0,48	sr	sr	sr
205	sr	sr	sr	sr

TABELA A1.28 - Concentração de NO₃⁻ (mg NO₃⁻ – N/L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	sr	sr	sr	sr
2	0,14	0,14	0,19	0,24
7	0,12	sr	sr	0,53
9	0,13	sr	7,29	0,16
14	0,11	sr	sr	sr
16	0,26	sr	sr	sr
21	0,26	sr	sr	sr
23	0,3	sr	sr	sr
28	0,11	sr	sr	sr
30	sr	sr	sr	sr
35	0,17	sr	sr	sr
37	0,15	sr	sr	sr
42	0,13	sr	sr	sr
44	0,15	sr	sr	sr
51	0,14	0	0	34,88
56	0,14	18,55	12,28	22,21
58	nd	20,42	25,48	18,24
65	0,29	4,46	16,22	13,05
70	0,11	sr	nd	nd
72	1,27	sr	nd	nd

TABELA A1.29 – Concentração de NO₃⁻ (mg NO₃⁻ – N/L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	1,41	sr	nd	nd
79	4,05	0,19	nd	nd
84	0,02	1,8	sr	sr
86	0,08	nd	sr	sr
91	0,22	0,20	0,11	0,68
93	0,12	nd	33,07	8,01
100	26,17	2,18	15,2	20,92
105	0,64	17,95	17,39	8,61
107	0,73	27,69	22,6	17,8
112	0,7	nd	17,40	9,30
114	0,58	2,84	0,23	14,48
121	0,58	nd	1,01	0,90
126	0,63	0,18	0,41	0,16
128	0,57	0,83	0,72	10,98
133	0,66	0,66	0,72	0,98
135	0,92	0,65	0,91	0,75
140	0,64	0,91	2,57	0,84

TABELA A1.29 - Concentração de NO₃⁻ (mg NO₃⁻ – N/L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	0,59	0,61	1,39	0,67
147	0,65	0,93	0,83	0,74
149	0,56	0,86	0,80	0,64
154	0,61	0,84	0,91	0,69
156	0,61	1,19	0,93	0,63
161	0,58	1,40	0,61	0,74
163	0,58	0,59	0,77	0,59

TABELA A1.30 – Concentração de NO₃⁻ (mg NO₃⁻ – N/L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	0,64	1,04	nd	0,64
169	0,7	nd	nd	nd
174	0,69	0,68	0,79	0,85
176	0,57	0,82	0,81	0,91
182	0,57	0,95	0,81	0,73
184	0,00	0,72	0,60	0,67
188	0,8	0,74	0,75	0,65
190	0,7	0,58	0,59	0,61
196	0,73	1,40	0,78	0,58
198	0	0,64	0,72	0,61
203	0,56	sr	sr	sr
205	sr	sr	sr	sr

TABELA A1.31 - Concentração de PO_4^{-3} (mg PO_4^{-3} - P/L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	sr	sr	sr	sr
2	3,25	2,49	1,49	2,07
7	4,54	sr	sr	2,41
9	4,91	sr	2,33	2,82
14	4,08	sr	sr	sr
16	2,9	sr	sr	sr
21	2,90	sr	sr	sr
23	2,27	sr	sr	sr
28	2,4	sr	sr	sr
30	sr	sr	sr	sr
35	5,8	sr	sr	sr
37	4,5	sr	sr	sr
42	3,55	sr	sr	sr
44	4,7	sr	sr	sr
51	6,76	3,86	3,17	4,46
56	4,49	3,32	0,73	3,07
58	0,42	3,07	2,85	2,67
65	0,59	2,39	1,59	1,93
70	5,17	sr	sr	sr
72	2,47	sr	2,38	2,12

TABELA A1.32 - Concentração de PO_4^{-3} (mg PO_4^{-3} - P/L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	5,89	sr	2,06	2,33
79	3,91	5,35	4,5	3,05
84	5,86	6,02	sr	sr
86	4,23	6,13	sr	sr
91	3,39	3,85	3,71	2,36
93	3,44	3,94	4,25	3,17
100	3,68	4,09	3,65	3,08
105	4,78	3,44	3,36	2,27
107	5,3	3,91	4,13	3,38
112	4,82	2,99	2,58	1,66
114	5,54	3,46	2,92	nd
121	4,8	4,04	3,86	2,35
126	4,52	3,44	1,97	2,60
128	5,63	3,83	1,68	2,52
133	6,9	14,96	14,35	17,48
135	6,12	17,20	15,64	18,62
140	4,03	5,11	3,06	1,44

TABELA A1.32 - Concentração de PO_4^{-3} (mg PO_4^{-3} - P/L) para TDH = 6 dias (cont)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	5,19	3,49	3,27	1,90
147	6,04	3,85	3,49	1,50
149	6,42	3,55	3,13	1,17
154	4,97	3,33	3,21	1,50
156	4,97	3,20	2,97	1,72
161	4,73	3,38	1,71	3,36
163	4,51	nd	3,30	2,57

TABELA A1.33 – Concentração de PO_4^{-3} (mg PO_4^{-3} - P/L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	6,06	3,68	4,60	2,73
169	6,03	nd	nd	nd
174	2,61	4,85	3,99	2,94
176	5,30	4,30	3,89	2,51
182	6,75	4,60	4,44	4,43
184	5,64	4,72	4,43	4,03
188	4,34	4,64	4,60	4,04
190	4,37	4,34	4,13	3,41
196	4,14	2,09	4,54	4,95
198	4,79	3,55	3,76	5,36
203	4,48	sr	sr	sr
205	sr	sr	sr	sr

TABELA A1.34 - Concentração de SO_4^{-2} (mg /L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	sr	sr	sr	sr
2	49,22	39,01	40,92	45,62
7	56,28	sr	*	56,79
9	53,86	sr	63	51,22
14	57,95	sr	sr	sr
16	38,83	sr	sr	sr
21	38,82	sr	sr	sr
23	44,65	sr	sr	sr
28	35,93	sr	sr	sr
30	sr	sr	sr	sr
35	65,82	sr	sr	sr
37	41,29	sr	sr	sr
42	60,88	sr	sr	sr
44	47,95	sr	sr	sr
51	42,81	65,78	50,43	59,38
56	44,87	53,52	12,43	43,15
58	48,21	44,43	45,07	35,77
65	10,55	32,93	32,04	38,85
70	47,21	sr	nd	nd
72	35,08	sr	38,41	39,71

TABELA A1.35 – Concentração de SO_4^{-2} (mg /L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	66,23	sr	42,49	42,56
79	60,47	39,87	45,83	46,61
84	60,32	52,11	sr	sr
86	48,63	55,2	sr	sr
91	60,54	48,92	37,14	32,02
93	60,54	52,09	38,53	33,05
100	35,93	40,88	39,12	36,03
105	41,31	50,38	41,38	36,45
107	45,59	43,66	54,94	39,73
112	41,60	51,55	49,93	49,78
114	43,62	52,09	49,11	48,14
121	39,99	45,76	45,42	50,81
126	34,44	38,64	39,20	41,5
128	30,42	33,75	39,96	43,07
133	30,48	8,60	6,70	nd
135	15,36	7,66	6,94	nd
140	61,52	143,29	45,05	48,94

TABELA A1.35 - Concentração de SO_4^{-2} (mg /L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	35,84	45,57	145,73	49,26
147	43,15	46,28	40,74	46,48
149	39,23	54,20	38,53	46,66
154	32,49	40,74	35,29	42,16
156	nd	61,46	43,32	39,14
161	12,41	nd	nd	nd
163	31,76	2,41	36,78	41,81

TABELA A1.36 – Concentração de SO_4^{-2} (mg /L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	44,4	34,43	32,80	38,14
169	45,12	nd	nd	nd
174	19,48	41,99	36,29	40,08
176	44,50	38,60	38,67	41,07
182	38,80	41,47	41,74	42,50
184	32,98	44,74	44,70	45,10
188	32,05	59,78	46,54	49,54
190	61,06	49,60	50,32	51,18
196	57,01	73,34	53,91	50,43
198	48,99	58,10	55,34	51,64
203	17,68	sr	sr	sr
205	sr	sr	sr	sr

TABELA A1.37 - Concentração de Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	*	sr	sr	sr
2	*	sr	sr	sr
7	*	sr	sr	sr
9	*	sr	sr	sr
14	*	sr	sr	sr
16	*	sr	sr	sr
21	*	sr	sr	sr
23	*	sr	sr	sr
28	*	sr	sr	sr
30	*	sr	sr	sr
35	*	sr	sr	sr
37	*	sr	sr	sr
42	*	sr	sr	sr
44	*	sr	sr	sr
51	*	sr	sr	sr
56	*	sr	sr	sr
58	*	sr	sr	sr
65	*	sr	sr	sr
70	*	sr	sr	sr
72	*	sr	sr	sr

TABELA A1.38 – Concentração de Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	*	sr	sr	sr
79	*	sr	sr	sr
84	*	sr	sr	sr
86	*	sr	sr	sr
91	*	737,01	sr	sr
93	*	1373,31	sr	sr
100	*	1570,40	428,28	808,02
105	*	1737,50	1603,00	2102,90
107	*	1216,00	1990,10	3107,90
112	*	1934,80	556,76	3084,20
114	*	1491,40	295,74	3936,10
121	*	558,86	296,41	1660,16
126	*	688,95	1434,40	1072,10
128	*	1179,00	1643,60	1189,60
133	*	1268,40	3363,93	230,31
135	*	1968,03	2602,10	981,35
140	*	3391,32	960,43	1437,97

TABELA A1.38 - Concentração de Clorofila *a* (µg /L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	*	3430,04	2421,89	1896,69
147	*	sr	sr	sr
149	*	2400,63	4505,03	2836,07
154	*	2002,75	3454,07	1986,73
156	*	688,94	1434,37	1072,14
161	*	2329,12	2579,15	946,31
163	*	2874,46	3107,14	1045,45

TABELA A1.39 – Concentração de Clorofila *a* (µg /L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	*	3001,45	269,04	2170,6
169	*	2241,02	307,09	2073,86
174	*	1924,31	3745,14	3918,71
176	*	2496,76	3745,14	3912,03
182	*	1790,46	1786,45	2818,53
184	*	2377,93	2522,13	2771,80
188	*	2714,39	2802,51	1389,91
190	*	2384,6	3084,23	2305,78
196	*	2977,42	2656,98	507,36
198	*	2189,67	3765,16	787,75
203	*	2203,02	1895,93	1962,69
205	*	1810,58	1450,8	2127,51

TABELA A1.40 - Concentração de Sólidos totais (mg /L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	sr	sr	sr	sr
2	sr	sr	sr	sr
7	491	428	422	5000
9	479	468	457	453
14	477	425	488	408
16	240	338	361	354
21	407	412	525	425
23	366	330	387	369
28	371	368	478	382
30	374	390	462	376
35	364	449	526	482
37	309	361	439	438
42	647	491	880	508
44	404	409	418	494
51	406	464	494	565
56	386	452	486	561
58	504	460	565	507
65	282	384	324	321
70	376	sr	376	423
72	371	sr	438	423

TABELA A1.41 – Concentração de Sólidos totais (mg /L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	437	sr	395	471
79	429	475	440	479
84	524	523	sr	sr
86	326	407	sr	sr
91	341	416	310	282
93	361	465	425	480
100	393	473	386	406
105	352	377	361	400
107	471	444	479	527
112	464	472	465	523
114	491	461	522	523
121	497	449	470	464
126	348	321	374	371
128	362	321	408	425
133	352	358	467	347
135	381	461	473	487
140	533	501	490	477

TABELA A1.41 - Concentração de Sólidos totais (mg /L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	377	498	487	495
147	348	486	512	499
149	391	523	607	564
154	419	502	452	411
156	317	415	480	401
161	326	540	515	430
163	326	461	436	442

TABELA A1.42 – Concentração de Sólidos totais (mg /L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	383	518	360	423
169	301	400	351	448
174	483	491	578	660
176	374	498	539	574
182	509	538	574	574
184	407	484	534	569
188	444	584	513	494
190	394	496	554	494
196	311	484	520	453
198	462	560	572	498
203	468	414	437	472
205	303	386	310	457

TABELA A1.43 - Concentração de Sólidos suspensos (mg /L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	177	84	111	45
2	82	67	77	45
7	113	115	142,66	122,09
9	113	98	134	142
14	sr	sr	sr	sr
16	sr	sr	sr	sr
21	60	50	83	48
23	92	73	178	127
28	45	68	121	53
30	14	116	127	60
35	26	85	108	63
37	77	146	162	81
42	253	187	77	150
44	69	114	88	109
51	40	74	104	112
56	51	165	183	242
58	292	186	197	185
65	69	47	54	75
70	70	sr	102	129
72	41	sr	78	90

TABELA A1.44 – Concentração de Sólidos suspensos (mg /L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	37	sr	56	70
79	62	34	31	134
84	54	15	sr	sr
86	44	28	sr	sr
91	51	86	11	10
93	112	139	48	50
100	85	184	84	110
105	65	154	144	289
107	101	83	123	153
112	61	67	42	133
114	116	184	90	245
121	158	70	40	88
126	72	33	84	25
128	40	103	116	22
133	91	116	201	64
135	26	104	111	61
140	174	144	79	62

TABELA A1.44 - Concentração de Sólidos suspensos (mg /L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	45	164	97	131
147	45	149	164	164
149	41	128	182	121
154	56	69	122	59
156	48	109	134	91
161	25	140	152	84
163	46	145	121	82

TABELA A1.45 – Concentração de Sólidos suspensos (mg /L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
167	66	195	140	216
169	63	102	58	171
174	16	110	139	179
176	56	163	183	267
182	39	128	129	150
184	41	104	124	76
188	80	187	194	151
190	29	94	85	39
196	14	176	150	69
198	91	238	55	68
203	234	157	147	129
205	31	81	63	85

TABELA A1.46 - Concentração de sólidos suspensos fixos (mg /L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	79	6	24	5
2	25	1	23	1
7	66	90	72	68,6
9	61	36	52	63
14	sr	sr	sr	sr
16	sr	sr	sr	sr
21	39	24	24	11
23	65	43	102	75
28	40	36	69	35
30	5	46	42	29
35	11	26	65	33
37	2	142	153	65
42	182	141	22	20
44	28	43	32	4
51	5	6	11	10
56	35	81	78	80
58	172	106	91	73
65	67	44	78	65
70	35	sr	48	60
72	13	sr	17	53

TABELA A1.47 – Concentração de sólidos suspensos fixos (mg /L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	19	sr	30	41
79	32	21	15	18
84	14	5	sr	sr
86	7	1	sr	sr
91	17	11	3	5
93	57	47	30	40
100	64	12	6	5
105	2	34	22	24
107	54	36	32	59
112	5	15	23	92
114	52	71	45	63
121	73	47	28	30
126	14	18	67	13
128	6	60	71	16
133	33	22	31	3
135	25	40	20	30
140	95	22	25	19

TABELA A1.47 - Concentração de sólidos susp. fixos (mg /L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	2	15	14	62
147	35	62	111	56
149	23	10	96	105
154	90	183	270	183
156	18	57	75	73
161	9	29	90	59
163	7	10	74	64

TABELA A1.48 – Concentração de sólidos suspensos fixos (mg /L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl. L₁	Efl. L₂	Efl. L₃
167	47	62	44	72
169	20	3	16	7
174	6	14	5	86
176	54	63	45	100
182	2	95	54	38
184	8	29	5	5
188	42	35	45	46
190	21	67	34	24
196	9	63	6	6
198	22	37	10	5
203	126	43	34	52
205	13	41	18	61

TABELA A1.49 - Concentração de sólidos suspensos voláteis (mg /L) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	98	78	87	40
2	57	66	54	44
7	47	25	70,66	53,49
9	52	62	82	79
14	sr	sr	sr	sr
16	sr	sr	sr	sr
21	21	26	59	37
23	27	30	76	52
28	5	32	52	18
30	9	70	85	31
35	15	59	43	30
37	75	4	9	16
42	71	46	55	130
44	41	71	56	105
51	35	68	93	102
56	16	84	105	162
58	120	80	106	112
65	2	3	-24	10
70	35	sr	54	69
72	28	sr	61	37

TABELA A1.50 – Concentração de sólidos suspensos voláteis (mg /L) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	18	sr	26	29
79	30	13	16	116
84	40	10	sr	sr
86	37	27	sr	sr
91	34	75	8	5
93	55	92	18	10
100	21	172	78	105
105	63	120	122	265
107	47	47	91	94
112	56	52	19	41
114	64	113	45	182
121	85	23	12	58
126	58	15	17	12
128	34	43	45	6
133	58	94	170	61
135	1	64	91	31
140	79	122	54	43

TABELA A1.50 - Concentração de sól. susp. voláteis (mg /L) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	43	149	83	69
147	10	87	53	108
149	18	118	86	16
154	-34	-114	-148	-124
156	30	52	59	18
161	16	111	62	25
163	39	135	47	18

TABELA A1.51 – Concentração de sólidos suspensos voláteis (mg /L) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl. L₁	Efl. L₂	Efl. L₃
167	19	133	96	144
169	43	99	42	164
174	10	96	134	93
176	2	100	138	167
182	37	33	75	112
184	33	75	119	71
188	38	152	149	105
190	8	27	51	15
196	5	113	144	63
198	69	201	45	63
203	108	114	113	77
205	18	40	45	24

TABELA A1.52 - Turbidez (UNT) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	sr	sr	sr	sr
2	sr	sr	sr	sr
7	26	15	18	13
9	23	16	19	16
14	28	16	20	13
16	sr	sr	sr	sr
21	sr	sr	sr	sr
23	sr	sr	sr	sr
28	sr	sr	sr	sr
30	sr	sr	sr	sr
35	sr	sr	sr	sr
37	sr	sr	sr	sr
42	sr	sr	sr	sr
44	34	24	22	19
51	70	25	32	20
56	51	28	26	19
58	35	31	34	19
65	32	12	12	15
70	31	sr	15	13
72	23	sr	13	12

TABELA A1.53 – Turbidez (UNT) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	35	sr	16	20
79	33	15	13	16
84	37	15	sr	sr
86	80	15	sr	sr
91	68	20	45	10
93	30	22	13	8
100	35	30	13	16
105	24	20	23	26
107	19	16	22	20
112	18	11	12	14
114	36	21	16	27
121	36	27	16	28
126	32	16	16	19
128	16	12	20	20
133	sr	sr	sr	sr
135	sr	sr	sr	sr
140	sr	sr	sr	sr

TABELA A1.53 - Turbidez (UNT) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	sr	sr	sr	sr
147	sr	sr	sr	sr
149	sr	sr	sr	sr
154	sr	sr	sr	sr
156	sr	sr	sr	sr
161	sr	sr	sr	sr
163	sr	sr	sr	sr

TABELA A1.54 – Turbidez (UNT) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl. L₁	Efl. L₂	Efl. L₃
167	sr	sr	sr	sr
169	sr	sr	sr	sr
174	sr	sr	sr	sr
176	sr	sr	sr	sr
182	sr	sr	sr	sr
184	sr	sr	sr	sr
188	sr	sr	sr	sr
190	sr	sr	sr	sr
196	36	35	30	35
198	32	30	34	30
203	51	28	27	23
205	49	24	25	19

TABELA A1.55 - Secchi (cm) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	*	18	15	20
2	*	20	15	18
7	*	19	14	16
9	*	18	16	20
14	*	20	12	15
16	*	16	11	13
21	*	18	15	22
23	*	16	15	17
28	*	15	14	14
30	*	12	14	12
35	*	11	17	12
37	*	12	16	11
42	*	12	13	11
44	*	14	13	10
51	*	13	12	10
56	*	23	25	20
58	*	19	21	22
65	*	18	19	20
70	*	sr	21	22
72	*	sr	19	20

TABELA A1.56 – Secchi (cm) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	*	sr	25	18
79	*	22	30	16
84	*	29	sr	sr
86	*	28	sr	sr
91	*	20	21	8
93	*	16	35	30
100	*	15	20	21
105	*	20	15	15
107	*	17	13	11
112	*	16	21	14
114	*	13	28	12
121	*	17	20	13
126	*	25	17	28
128	*	38	28	26
133	*	20	16	30
135	*	17	15	20
140	*	10	18	15

TABELA A1.56 - Secchi (cm) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	*	18	20	15
147	*	16	13	12
149	*	13	10	12
154	*	18	14	16
156	*	12	11	12
161	*	11	10	15
163	*	13	10	15

TABELA A1.57 – Secchi (cm) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl. L₁	Efl. L₂	Efl. L₃
167	*	13	19	9
169	*	15	18	10
174	*	*	*	*
176	*	11	11	7
182	*	15	12	9
184	*	12	11	9
188	*	12	12	10
190	*	13	12	11
196	*	10	9	16
198	*	9	11	22
203	*	12	12	13
205	*	sr	sr	sr

TABELA A1.58 - Temperatura (°C) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
0	17	sr	sr	sr
2	18	sr	sr	sr
7	18	17	16	17
9	18	17	18	17
14	15	18	17	17
16	17	18	18	17
21	18	18	17	18
23	17	16	15	15
28	16	14	14	14
30	17	15	15	15
35	14	14	13	13
37	17	18	18	18
42	16	13	12	12
44	16	18	16	16
51	17	18	17	17
56	18	19	19	19
58	18	19	19	18
65	18	18	18	17
70	20	sr	20	20
72	18	sr	16	16

TABELA A1.59 - Temperatura (°C) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
77	19	sr	20	20
79	18	16	17	16
84	20	19	sr	sr
86	17	17	sr	sr
91	18	16	16	16
93	18	18	18	18
100	18	18	18	18
105	19	21	21	21
107	19	21	20	20
112	20	21	21	21
114	21	23	23	22
121	19	18	18	18
126	19	18	17	17
128	20	18	18	18
133	21	21	21	21
135	21	21	21	21
140	22	23	23	23

TABELA A1.59 - Temperatura (°C) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	24	23	23	23
147	24	23	23	23
149	25	24	23	24
154	22	21	21	21
156	22	21	21	21
161	24	24	24	24
163	23	24	23	23

TABELA A1.60 – Temperatura (°C) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl. L₁	Efl. L₂	Efl. L₃
167	25	26	26	26
169	26	25	25	25
174	26	28	28	28
176	27	26	26	26
182	26	24	24	24
184	26	26	26	26
188	26	28	29	29
190	27	28	28	28
196	27	27	27	27
198	27	25	25	25
203	27	25	25	25
205	27	24	24	24

ANEXO A2
CARGAS

TABELA A2.1 - Carga de DQO total (Kg O₂/d) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl. L ₁	Afl.	Efl. L ₂	Afl.	Efl. L ₃
0	0,80	0,42	0,60	0,29	0,40	0,17
2	0,46	0,27	0,34	0,16	0,23	0,05
7	0,80	0,42	0,60	0,41	0,40	0,26
9	0,97	0,71	0,73	0,74	0,49	0,20
14	0,41	0,58	0,30	0,56	0,20	0,20
16	0,17	0,42	0,13	0,39	0,09	0,26
21	0,12	0,25	0,09	0,30	0,06	0,29
23	0,38	0,33	0,29	0,42	0,19	0,27
28	0,25	0,48	0,19	0,43	0,13	0,14
30	0,32	0,37	0,24	0,48	0,16	0,15
35	0,29	0,48	0,22	0,60	0,15	0,29
37	0,31	0,42	0,24	0,21	0,16	0,18
42	0,66	0,48	0,50	0,19	0,33	0,37
44	0,58	0,55	0,44	0,35	0,29	0,55
51	0,71	0,57	0,53	0,38	0,35	0,61
56	0,58	0,56	0,44	0,33	0,29	0,32
58	1,19	0,52	0,89	0,57	0,60	0,39
65	0,19	0,10	0,14	0,10	0,10	0,07
70	0,11	sr	0,08	0,10	0,06	0,13
72	0,40	sr	0,30	0,39	0,20	0,27

TABELA A2.2 – Carga de DQO total (Kg O₂/d) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl.L ₁	Afl.	Efl.L ₂	Afl.	Efl.L ₃
77	0,57	sr	0,43	0,33	0,29	0,49
79	1,06	0,64	0,79	0,53	0,53	0,41
84	0,82	0,51	0,62	sr	0,41	sr
86	0,81	0,23	0,60	sr	0,40	sr
91	0,74	0,82	0,55	0,35	0,37	0,16
93	0,66	0,74	0,49	0,20	0,33	0,12
100	0,48	0,97	0,36	0,19	0,24	0,16
105	1,14	1,25	0,86	0,73	0,57	0,68
107	0,92	0,89	0,69	0,73	0,46	0,45
112	0,66	0,93	0,49	0,46	0,33	0,70
114	0,88	1,14	0,66	0,34	0,44	0,89
121	1,51	0,81	1,13	0,53	0,76	0,49
126	sr	sr	sr	sr	sr	sr
128	sr	sr	sr	sr	sr	sr
133	sr	sr	sr	sr	sr	sr
135	1,16	0,98	0,87	1,50	0,58	0,32
140	0,70	0,16	0,53	0,37	0,35	0,43

TABELA A2.2 - Carga de DQO total (Kg O₂/d) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Afl.	Efl.L₂	Afl.	Efl.L₃
142	0,51	1,75	0,38	0,13	0,25	0,58
147	0,95	1,25	0,71	0,98	0,47	0,91
149	0,97	1,49	0,73	1,54	0,49	0,82
154	0,49	0,59	0,37	0,90	0,24	0,51
156	0,87	0,77	0,65	1,06	0,44	0,64
161	0,24	1,46	0,18	0,84	0,12	0,21
163	0,31	1,63	0,23	0,75	0,15	0,46

TABELA A2.3 – Carga de DQO total (Kg O₂/d) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl. L₁	Afl.	Efl. L₂	Afl.	Efl. L₃
167	1,35	2,05	1,01	1,54	0,67	1,11
169	0,94	2,25	0,70	1,03	0,47	1,44
174	1,40	1,58	1,05	1,62	0,70	1,84
176	1,43	2,00	1,07	1,50	0,71	1,43
182	1,71	2,11	1,28	1,54	0,86	1,66
184	0,98	1,37	0,74	1,16	0,49	0,72
188	1,05	1,69	0,79	1,53	0,52	0,93
190	2,20	2,94	1,65	1,70	1,10	1,13
196	1,82	1,47	1,37	1,33	0,91	0,29
198	2,65	1,50	1,99	1,56	1,33	0,29
203	2,55	2,12	1,91	1,63	1,27	1,09
205	1,10	1,72	0,82	1,76	0,55	1,23

TABELA A2.4 - Carga de DQO_{txf} (Kg O₂/d) para TDH = 9 dias

Dias	Afl.	Efl. L ₁	Afl.	Efl. L ₂	Afl.	Efl. L ₃
0	0,80	0,17	0,60	0,12	0,40	0,08
2	0,46	0,10	0,34	0,06	0,23	0,07
7	0,80	0,14	0,60	0,17	0,40	0,09
9	0,97	0,20	0,73	0,22	0,49	0,12
14	0,41	0,19	0,30	0,20	0,20	0,10
16	0,17	0,17	0,13	0,11	0,09	0,09
21	0,12	0,14	0,09	0,05	0,06	0,07
23	0,38	0,12	0,29	0,05	0,19	0,06
28	0,25	0,18	0,19	0,17	0,13	0,08
30	0,32	0,12	0,24	0,13	0,16	0,07
35	0,29	0,18	0,22	0,09	0,15	0,10
37	0,31	0,17	0,24	0,16	0,16	0,10
42	0,66	0,15	0,50	0,08	0,33	0,10
44	0,58	0,35	0,44	0,14	0,29	0,14
51	0,71	0,16	0,53	0,12	0,35	0,16
56	0,58	0,12	0,44	0,11	0,29	0,13
58	1,19	0,27	0,89	0,20	0,60	0,19
65	0,19	0,09	0,14	0,08	0,10	0,05
70	0,11	sr	0,08	0,08	0,06	0,10
72	0,40	sr	0,30	0,14	0,20	0,12

TABELA A2.5 – Carga de DQO_{txf} (Kg O₂/d) para TDH = 6 dias

Dias	Afl.	Efl. L ₁	Afl.	Efl. L ₂	Afl.	Efl. L ₃
77	0,38	sr	0,43	0,19	0,29	0,11
79	1,06	0,23	0,79	0,44	0,53	0,38
84	0,82	0,23	0,62	sr	0,41	sr
86	0,81	0,39	0,60	sr	0,40	sr
91	0,74	0,27	0,55	0,21	0,37	0,11
93	0,66	0,26	0,49	0,18	0,33	0,10
100	0,48	0,29	0,36	0,16	0,24	0,08
105	1,14	0,41	0,86	0,24	0,57	0,18
107	0,92	0,24	0,69	0,20	0,46	0,15
112	0,66	0,33	0,49	0,29	0,33	0,13
114	0,88	0,45	0,66	0,21	0,44	0,29
121	1,51	0,43	1,13	0,30	0,76	0,21
126	sr	sr	sr	sr	sr	sr
128	sr	sr	sr	sr	sr	sr
133	sr	sr	sr	sr	sr	sr
135	1,16	0,27		0,49	0,58	0,17
140	0,70	0,12	0,53	0,14	0,35	0,33

TABELA A2.5 - Carga de DQO_{txf} (Kg O₂/d) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Afl.	Efl.L₁	Afl.	Efl.L₂	Afl.	Efl.L₃
142	0,51	0,47	0,38	0,11	0,25	0,24
147	0,95	0,34	0,71	0,26	0,47	0,24
149	0,97	0,53	0,73	0,38	0,49	0,34
154	0,49	0,39	0,37	0,23	0,24	0,15
156	0,87	0,24	0,65	0,28	0,44	0,23
161	0,24	0,44	0,18	0,27	0,12	0,15
163	0,31	0,38	0,23	0,24	0,15	0,25

TABELA A2.6 – Carga de DQO_{txf} (Kg O₂/d) para TDH = 3 dias

Dias	Afl.	Efl. L₁	Afl.	Efl. L₂	Afl.	Efl. L₃
167	1,35	0,62	1,01	0,50	0,67	0,59
169	0,94	0,81	0,70	0,72	0,47	0,23
174	1,40	0,74	1,05	1,11	0,70	0,62
176	1,43	1,50	1,07	0,61	0,71	0,66
182	1,71	0,64	1,28	0,45	0,86	0,46
184	0,98	0,47	0,74	0,39	0,49	0,41
188	1,05	0,73	0,79	0,48	0,52	0,36
190	2,20	0,79	1,65	0,58	1,10	0,40
196	1,82	0,53	1,37	0,37	0,91	0,18
198	2,65	0,43	1,99	0,43	1,33	0,07
203	2,55	0,80	1,91	0,62	1,27	0,30
205	1,10	0,82	0,82	0,58	0,55	0,36

TABELA A2.7 – Remoção da carga de DQOtxf (kg/d) para TDH = 9 dias

Dias	L ₁	L ₂	L ₃
0	79,35	80,44	79,35
2	78,00	83,00	70,00
7	82,45	70,74	76,59
9	79,09	70,45	75,91
14	52,08	35,41	50,00
16	4,99	15,00	0,00
21	-17,86	39,27	-25,01
23	68,48	82,61	67,39
28	26,79	10,71	35,72
30	61,12	44,45	58,33
35	38,24	57,36	33,82
37	44,44	30,55	36,11
42	78,07	83,08	70,55
44	40,28	68,06	52,08
51	77,78	77,08	54,17
56	79,31	75,86	55,17
58	77,12	77,54	68,22
65	53,13	43,75	46,88
70	Man.	3,14	-79,17
72	Man.	53,57	41,67

TABELA A2.8 – Remoção da carga de DQOtxf (kg/d) para TDH = 6 dias

Dias	L ₁	L ₂	L ₃
77	Man.	55,00	60,00
79	78,38	43,92	27,70
84	71,64	Man.	Man.
86	51,76	Man.	Man.
91	63,95	62,09	69,49
93	60,48	63,60	69,84
100	40,28	56,95	68,06
105	64,38	71,50	67,94
107	73,58	70,72	66,44
112	49,33	40,38	59,26
114	48,99	67,26	33,77
121	71,74	73,82	71,74
126			
128			
133			
135	77,17	44,07	71,46
140	82,68	74,02	5,70

TABELA A2.8 – Rem. da carga de DQOtxf (kg/d) para TDH = 6 dias (cont.)

Dias	Efl.L₁	Efl.L₂	Efl.L₃
142	8,04	70,74	5,25
147	63,74	63,74	48,97
149	45,83	48,48	29,98
154	21,05	38,16	38,16
156	72,06	57,35	47,06
161	-80,00	-47,50	-20,00
163	-25,64	-5,13	-64,10

TABELA A2.9 – Remoção da carga de DQOtxf (kg/d) para TDH = 3 dias

Dias	Efl. L₁	Efl. L₂	Efl. L₃
167	54,23	50,96	12,82
169	13,72	-2,87	51,88
174	47,08	-5,84	11,80
176	-5,00	43,00	7,00
182	62,50	65,00	45,83
184	51,98	47,62	17,06
188	30,58	38,91	30,58
190	64,10	64,74	64,10
196	70,97	72,58	79,84
198	83,70	78,26	94,57
203	68,75	67,71	76,56
205	25,00	29,76	34,52

ANEXO A3
PERFIS

Tabela A3.1 – Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 9 dias

t (h)	L₂	L₃
10:00	6,65	9,32
11:00	12,88	16,15
12:00	15,90	19,14
13:00	19,21	21,95
14:00	21,48	21,47
15:00	16,46	18,51
16:00	21,35	22,04
17:00	20,70	21,34
18:00	17,96	19,89
19:00	15,76	16,91
20:00	13,10	13,09
21:00	10,94	11,37
22:00	8,91	9,73
23:00	7,33	7,83
00:00	5,74	6,43
01:00	4,54	5,03
02:00	3,71	3,82
03:00	2,89	3,09
04:00	1,88	2,34
05:00	1,36	1,64
06:00	0,80	1,26
07:00	0,89	1,56
08:00	2,21	3,61
09:00	6,70	7,84
10:00	15,05	16,33
11:00	18,90	22,61
13:00	19,30	22,76

Tabela A3.2 – 1º Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 6 dias

t (h)	L₁	L₂	L₃
11:00	4,04	3,08	12,15
12:00	2,83	2,75	16,84
13:00	5,98	3,94	
14:00	3,9	3,77	20,63
15:00	4,64	4,54	20,57
16:00	4,45	4,95	23,57
17:00	5,6	7,17	25,28
18:00	2,27	4,23	21,27
19:00	2,42	8,64	21,76
20:00	2,44	5,19	14,14
22:00	1,22	1,26	10,07

Tabela A3.2 – 1º Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 6 dias

00:00	1,69	0,5	2,31
02:00	1,51	1,92	0,43
04:00	1,53	1,72	2,52
06:00	0,64	0,94	1,32
08:00	0,84	1,13	1,69
09:00	1,27	1,72	2,17
10:00	2,53	4,4	6,7
11:00	1,65	2,96	4,96

Tabela A3.3 – 2º Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 6 dias

t (h)	L₁	L₂	L₃
12:00	11,80	18,00	18,40
13:00	13,20	18,20	18,60
14:00	13,10	18,40	19,80
15:00	14,10	18,40	19,60
16:00	13,80	18,40	19,60
17:00	13,20	17,60	19,20
18:00	12,60	17,20	19,40
19:00	11,00	15,20	17,80
20:00	8,50	12,60	16,40
21:00	5,20	9,00	13,00
22:00	3,50	7,50	11,80
23:00	1,80	4,60	8,80
00:00	0,40	2,00	5,80
01:00	0,40	0,50	3,40
02:00	0,10	0,20	3,20
03:00	0,20	0,10	0,90
04:00	0,10	0,10	0,15
05:00	0,10	0,05	0,10
06:00	0,15	0,05	0,10

Tabela A3.4 – 2º Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 6 dias

07:00	0,00	0,20	0,20
08:00	0,40	0,10	0,80
09:00	1,20	1,40	2,00
10:00	2,50	3,60	3,90
11:00	3,80	6,40	5,90
12:00	5,50	9,10	8,40
13:00	6,40	12,20	10,00
14:00	9,00	15,00	13,20

Tabela A3.5 – 1º Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 3 dias

t (h)	L ₁	L ₂	L ₃
10:00	5,80	13,6	15,2
11:00	7,30	15,4	17
12:00	9,80	18,4	18,4
14:00	15,10	26	34,2
15:00	16,80	28,4	34,8
17:00	12,00	24,8	27,6
19:00	10,00	17,6	15
21:00	3,50	11,8	8,8
23:00	0,00	3,4	1
01:00	0,00	0	0
03:00	0,00	0	0
05:00	0,00	0	0
07:00	0,00	0,15	0
09:00	1,20	4,1	4,6
10:00	1,20	4,6	6,6
11:00	1,60	5,7	7,5

Tabela A3.6 – 2º Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 3 dias

t (h)	L ₁	L ₂	L ₃
11:00	6,00	8,8	4,5
12:00	7,80	11,3	5,8
13:00	13,70	17,8	9,9
14:00	17,20	20,8	12,1
15:00	22,10	24,7	16,7
16:00	19,35	23,1	15,04
17:00	16,72	20,67	14,31
18:00	17,85	22,99	14,03
19:00	15,04	18,24	9,41
20:00	11,39	14,17	6,15
21:00	6,41	8,68	2,22
22:00	2,69	4,1	0,09
23:00	0,15	0,19	0,11

Tabela A3.6 – 2º Perfil de Oxigênio Dissolvido (mg O₂/L) para TDH = 3 dias

00:00	0,15	0,05	0,8
01:00	0,10	0,04	0,04
02:00	0,07	0,04	0,03
03:00	0,01	0,03	0,02
04:00	0,01	0	0
05:00	0,00	0	0
07:00	0,07	0,03	0,04
08:00	0,24	0,2	0,45
09:00	1,20	1,77	1,73
10:00	2,88	4,48	4,47
11:00	6,23	9,28	7,74

Tabela A3.7 – Perfil de pH para TDH = 9 dias

t (h)	L₂	L₃
10:00	7,64	8,29
11:00	8,39	9,18
12:00	8,61	9,31
13:00	9,29	10,18
14:00	9,42	10,33
16:00	9,6	10,54
17:00	9,26	10,07
18:00	9,41	10,31
19:00	9,41	10,14
20:00	9,29	10,09
21:00	9,16	10,05
22:00	8,91	9,74
23:00	8,56	9,45
00:00	8,28	9,19
01:00	8,03	8,74
02:00	7,99	8,36
03:00	7,8	7,99
04:00	7,65	7,82
05:00	7,7	7,74
06:00	7,63	7,64
07:00	7,8	7,89
08:00	7,7	7,91
09:00	8,12	8,44
10:00	9,24	9,7
11:00	9,61	10,1
13:00	9,55	10,56

Tabela A3.8 – Perfil de pH para TDH = 6 dias

t (h)	L₁	L₂	L₃
11:00	7,50	7,46	8,42
12:00	7,70	7,7	9,80
13:00	7,90	7,94	9,62
14:00	8,00	8,07	9,90
15:00	8,40	8,14	10,12
16:00	8,12	8,28	10,34
17:00	8,00	8,17	10,27
18:00	8,03	8,19	10,21
19:00	8,29	8,47	10,36
20:00	8,28	8,43	10,21
22:00	8,17	8,29	9,79
00:00	8,23	8,37	9,33
02:00	8,22	8,32	8,88
04:00	8,20	8,29	8,73
06:00	8,31	8,38	8,54
08:00	8,27	8,36	8,49
09:00	8,25	8,34	8,45
10:00	8,26	8,36	8,47
11:00	8,27	8,37	8,52

Tabela A3.9 – Perfil de pH para TDH = 6 dias

t (h)	Afl.	L₁	L₂	L₃
10:50	6,99	7,84	8,65	10
12:20	6,96	8,16	9,14	10,37
14:40	6,99	8,31	9,23	10,52
16:40	6,84	8,52	9,43	10,67
18:40	6,85	8,46	9,26	10,53
20:40	6,99	7,86	8,72	10,07
22:40	6,8	7,5	7,98	9,69
00:40	6,83	7,45	7,6	9,48
02:30	6,87	7,44	7,4	9,26
04:40	6,94	7,33	7,31	9,06
06:50	6,9	7,27	7,22	8,86
08:50	6,78	7,36	7,33	8,85
10:50	6,72	7,44	7,62	8,97
12:50	6,76	7,68	8,47	9,22