



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

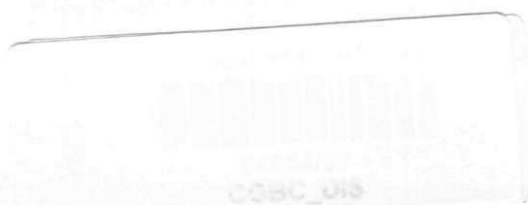
EFEITO DO USO DE CHICANAS LONGITUDINAIS DO TIPO VAI-E-VEM
EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS PROFUNDAS TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS

JAQUELINE VIANA BARROS

CAMPINA GRANDE

1999

**EFEITO DO USO DE CHICANAS LONGITUDINAIS DO TIPO VAI-E-VEM
EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS PROFUNDAS TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**



JAQUELINE VIANA BARROS

**EFEITO DO USO DE CHICANAS LONGITUDINAIS DO TIPO VAI-E-VEM
EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS PROFUNDAS TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

Dissertação apresentada ao Curso de
Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal da Paraíba,
em cumprimento às exigências para
obtenção do grau de Mestre (M. Eng.).

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS
Sub-Área: ENGENHARIA SANITÁRIA

Orientadores: Prof. RUI DE OLIVEIRA – M.Eng., PhD.
Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA – M. Eng., PhD.

Campina Grande - PB
Setembro / 1999



B277e Barros, Jaqueline Viana.
Efeito do uso da chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem em lagoas facultativas primárias profundas tratando águas residuárias domésticas / Jaqueline Viana Barros. - Campina Grande, 1999.
94 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1999.
"Orientação : Prof. Dr. Rui de Oliveira, Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva".
Referências.

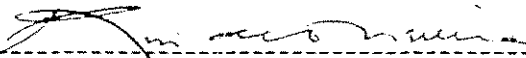
1. Lagoas Facultativas Primárias Profundas. 2. Águas Residuárias Domésticas. 3. Lagoas de Tratamento Biológico. 4. Tratamento de Esgotos. 5. Dissertação - Engenharia Civil. I. Oliveira, Rui de. II. Silva, Salomão Anselmo. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título CDU 628.357.1(043)

JAQUELINE VIANA BARROS

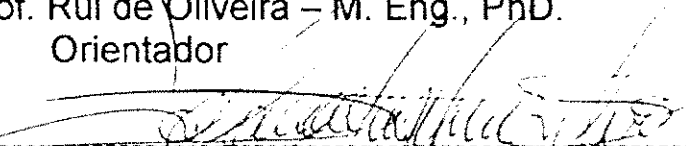
**EFEITO DO USO DE CHICANAS LONGITUDINAIS DO TIPO VAI-E-DEM
EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS PROFUNDAS TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

Dissertação aprovada em: 03 / 09 / 1999

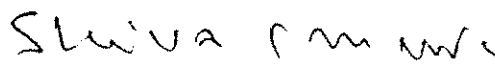
COMISSÃO EXAMINADORA



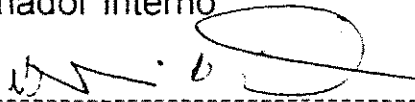
Prof. Rui de Oliveira – M. Eng., PhD.
Orientador



Prof. Salomão Anselmo Silva – M. Eng., PhD.
Orientador



Prof. Shiva Prasad – PhD.
Examinador Interno



Prof. Valderi Duarte Leite – M. Eng., Doutor
Examinador Externo

Campina Grande - PB
Setembro / 1999

Dedicatória

Dedico este trabalho aos meus pais, Manoel e Severina e ao meu querido noivo Cristiano.

Agradecimentos

Agradeço em particular:

A **Deus**, fonte da minha inspiração;

Aos meus pais, **Manoel e Severina**, e irmãos **Francisco, Janaina e Karla**, pelo carinho e apoio;

Ao meu noivo **Cristiano**, por seu amor, atenção e inestimável ajuda;

Ao amigo Prof. **Rui de Oliveira**, por seu estímulo e eficaz orientação;

Pessoas com as quais eu sempre pude contar e encontrar força. Muito obrigada!

Gostaria também de agradecer:

Ao Prof. **Salomão Anselmo Silva**, pela orientação;

À **Maria José, Patricia, Mônica e Abigail** pela amizade e companheirismo;

Ao Prof. **Shiva Prasad**, por seu apoio em todos os momentos que precisei;

Aos **colegas de curso**, pela colaboração;

A **Cristina e Josete**, pelo profissionalismo junto a secretaria do mestrado;

Aos **funcionários da EXTRABES**, pela colaboração;

À coordenação de pós-graduação em Eng. Civil;

Aos órgãos:

CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, pela concessão do terreno do local de trabalho;

CAPES e CNPq, pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

Lista de figuras.....	IX
Lista de tabelas.....	XIII
Resumo.....	XV
Abstract.....	XVI
Capítulo 1 – Introdução.....	1
1.1 – Objetivo geral.....	3
1.2 – Objetivo específico.....	3
Capítulo 2 – Revisão bibliográfica.....	4
2.1 – Por que tratar esgotos.....	4
2.2 – Reuso.....	4
2.3 – Profilaxia de doenças.....	7
2.4 – O tratamento de esgotos em lagoas de estabilização.....	9
2.5 – Mecanismos básicos de tratamento em lagoas de estabilização.....	12
2.5.1 – Oxidação aeróbia do material orgânico.....	13
2.5.2 – Digestão anaeróbia do material orgânico.....	14
2.6 – Tipos de lagoas.....	16
2.7 – Lagoas anaeróbias.....	18
2.8 – Lagoas facultativas.....	20
2.9 – Lagoas de maturação.....	25
2.10 – Efeitos de chicanas no funcionamento de lagoas.....	27
2.10.1 – Tipos de chicanas.....	28
2.10.2 – Chicanas do tipo vai-e-vem.....	28
2.10.3 – Efeito sobre o desempenho hidráulico.....	29
2.10.4 - Efeito de chicanas sobre a remoção de coliformes fecais.....	29
2.10.5 – Efeito de chicanas sobre a remoção de matéria orgânica.....	31

Capítulo 3 – Material e métodos	33
3.1 – Descrição do sistema experimental.....	33
3.2 – Alimentação do sistema.....	33
3.3 – Monitoração do sistema experimental.....	38
3.3.1 – Monitoração de rotina de efluentes.....	39
3.3.2 – Caracterização da coluna líquida da lagoa F29.....	39
3.4 – Procedimentos analíticos.....	40
3.5 – Análises estatísticas.....	42
Capítulo 4 – Apresentação e análise dos resultados	43
4.1 – Apresentação e análise dos dados de ácidos voláteis na monitoração de rotina.....	43
4.2 – Apresentação e análise dos dados obtidos na monitoração da massa líquida da lagoa F29.....	46
4.2.1 – DBO ₅	46
4.2.2 – DQO.....	52
4.2.3 – Sólidos suspensos.....	53
4.2.4 – Clorofila a.....	56
4.2.5 – Ácidos voláteis.....	58
4.2.6 – Oxigênio dissolvido.....	63
4.2.7 – Temperatura.....	64
4.2.8 – pH.....	66
4.3 – Estudo de matrizes de correlação.....	67
4.3.1 – Estudo dos parâmetros DBO ₅ , DQO, SS, Clorofila a das matrizes de correlação dos dados do nível A.....	72
4.3.2 – Estudo dos parâmetros DBO ₅ , DQO, SS, Clorofila a das matrizes de correlação dos dados do nível B.....	72
4.3.3 – Estudo dos parâmetros DBO ₅ , DQO, SS, Clorofila a das matrizes de correlação dos dados do nível C.....	73
4.3.4 – Estudo dos parâmetros ácidos voláteis, pH, oxigênio dissolvido e DQO das matrizes de correlação dos dados dos níveis A, B e C	73

4.3.5 – Estudo de todos os parâmetros das matrizes de correlação dos dados dos níveis A, B e C.....	73
4.4 – Análise de variância (ANOVA: Fator único) dos parâmetros DBO ₅ , SS e ácidos voláteis.....	74
Capítulo 5 – Discussão.....	80
5.1 – Estudo comparativo das concentrações de ácidos voláteis nos efluentes das lagoas F28 e F29.....	80
5.2 – Caracterização da massa líquida da lagoa F29.....	80
5.2.1 – Discussão sobre a influência das condições físicas e operacionais da lagoa F29.....	80
5.2.2 – A influência das condições de operação na produção de ácidos voláteis.....	82
5.2.3 – Parâmetros importantes na caracterização de uma lagoa.....	83
5.2.4 – Considerações sobre o comportamento da matéria orgânica, SS e clorofila a.....	83
5.2.5 – Discussão sobre o melhor nível de drenagem do efluente de uma lagoa facultativa primária.....	84
5.3 – Considerações adicionais sobre a análise estatística dos dados obtidos neste trabalho.....	85
Capítulo 6 – Conclusões.....	86
Capítulo 7 – Referências bibliográficas.....	87

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2 – Revisão bibliográfica

Figura 2.1 – Processo de oxidação aeróbia.....	14
Figura 2.2 – Esquema proposto para as reações da digestão anaeróbia de esgoto doméstico.....	17
Figura 2.3 – Simbiose entre o fitoplâncton e a comunidade heterotrófica em lagoas de estabilização.....	21
Figura 2.4 – Variação diária típica de oxigênio dissolvido em mg/l (—) e pH (.....) em efluentes de lagoas facultativas.....	22
Figura 2.5 – Tipos de chicanas.....	30
Figura 2.6 – Medida da taxa específica de decaimento de coliformes fecais em lagoa com e sem chicana.....	31

Capítulo 3 – Material e métodos

Figura 3.1 – Desenho esquemático das lagoas F28 e F29.....	36
Figura 3.2 – Planta de situação do complexo experimental da EXTRABES..	37
Figura 3.3 – Bomba utilizada na coleta de amostras da lagoa F29.....	41

Capítulo 4 – Apresentação e análise dos resultados

Figura 4.1 – Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas na monitoração de rotina das lagoas F28 e F29.....	45
Figura 4.2 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de ácidos voláteis na monitoração de rotina de lagoas F28 e F29.....	45
Figura 4.3 – Variação temporal de DBO ₅ , com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.....	48
Figura 4.4 - Variação temporal de DBO ₅ , com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.....	48

Figura 4.5a – Variação temporal de DBO_5 com base nas concentrações obtidas no nível A pela manhã.....	49
Figura 4.5b - Variação temporal de DBO_5 com base nas concentrações obtidas no nível B pela manhã.....	49
Figura 4.5c - Variação temporal de DBO_5 com base nas concentrações obtidas no nível C pela manhã.....	49
Figura 4.6a - Variação temporal de DBO_5 com base nas concentrações obtidas no nível A à tarde.....	50
Figura 4.6b - Variação temporal de DBO_5 com base nas concentrações obtidas no nível B à tarde.....	50
Figura 4.6c - Variação temporal de DBO_5 com base nas concentrações obtidas no nível C à tarde.....	50
Figura 4.7 - Variação temporal de DQO, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.....	52
Figura 4.8 - Variação temporal de DQO, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.....	53
Figura 4.9 – Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 pela manhã, durante todo o período experimental.....	55
Figura 4.10 – Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 à tarde, durante todo o período experimental.....	55
Figura 4.11 – Variação temporal das concentrações de clorofila a, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 pela manhã, durante todo o período experimental.....	57
Figura 4.12 – Variação temporal das concentrações de clorofila a, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 à tarde, durante todo o período experimental.....	57

Figura 4.13 – Variação temporal das concentrações de ácidos voláteis, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 pela manhã, durante todo o período experimental.....	60
Figura 4.14 – Variação temporal das concentrações de ácidos voláteis, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 à tarde, durante todo o período experimental.....	60
Figura 4.15a – Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível A pela manhã.....	61
Figura 4.15b - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível B pela manhã.....	61
Figura 4.15c - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível C pela manhã.....	61
Figura 4.16a - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível A à tarde.....	62
Figura 4.16b - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível B à tarde.....	62
Figura 4.16c - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível C à tarde.....	62
Figura 4.17 - Variação temporal de OD, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.....	63
Figura 4.18 - Variação temporal de OD, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.....	64
Figura 4.19 - Variação temporal da temperatura, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.....	65
Figura 4.20 - Variação temporal da temperatura, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.....	65

Figura 4.21 - Variação temporal do pH, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.....	66
Figura 4.22 - Variação temporal do pH, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.....	67
Figura 4.23 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da DBO ₅ da coluna líquida da lagoa F29.....	79
Figura 4.24 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos sólidos suspensos da coluna líquida da lagoa F29.....	79
Figura 4.25 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos ácidos voláteis da coluna líquida da lagoa F29.....	79
 Capítulo 5 – Discussão	
Figura 5.1 – Cargas orgânicas máximas de projeto aplicadas a uma lagoa facultativa com relação à temperatura média do ar.....	81

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 – Revisão bibliográfica

Tabela 2.1 – Qualidade microbiológica recomendada para o reuso da água na agricultura	6
Tabela 2.2 – Principais doenças associadas com a ingestão de água contaminada.....	8
Tabela 2.3 – Remoção de patógenos em alguns processos de tratamento de esgotos.....	10
Tabela 2.4 – Variação nas concentrações de oxigênio dissolvido com a profundidade em uma lagoa de maturação terciária (M3) – na EXTRABES outubro/1978, das 10 às 10 h 30 min.....	25

Capítulo 3 – Material e métodos

Tabela 3.1 – Características físicas das lagoas F28 e F29.....	34
Tabela 3.2 – Características físicas dos canais da lagoa F29.....	34
Tabela 3.3 – Características físicas das chicanas da lagoa F29.....	35
Tabela 3.4 – Tempo de detenção hidráulica médio da lagoa F29, sendo considerados pontos distintos estudados.....	35
Tabela 3.5 – Características operacionais das lagoas F28 e F29.....	39

Capítulo 4 – Apresentação e análise dos resultados

Tabela 4.1 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de ácidos voláteis na monitoração de rotina das lagoas F28 e F29.....	44
Tabela 4.2 – Medidas de dispersão (mg/l) de DBO ₅ e SS, pela manhã e à tarde, na massa líquida da lagoa F29.....	51
Tabela 4.3 – Medidas de dispersão (mg/l) de DBO ₅ e SS, nos diferentes níveis da massa líquida da lagoa F29 à tarde.....	51
Tabela 4.4 – Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã.....	68

Tabela 4.5 - Matriz correlação dos dados do nível A à tarde.....	68
Tabela 4.6 - Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã e tarde reunidos.....	68
Tabela 4.7 - Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã.....	69
Tabela 4.8 - Matriz correlação dos dados do nível B à tarde.....	69
Tabela 4.9 - Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã e tarde reunidos.....	69
Tabela 4.10 - Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã.....	70
Tabela 4.11 - Matriz correlação dos dados do nível C à tarde.....	70
Tabela 4.12 - Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã e tarde reunidos.....	70
Tabela 4.13 – Valores da estatística F obtidos da análise dos dados amostrais dos parâmetros DBO ₅ , SS e ácidos voláteis.....	76
Tabela 4.14 – Elementos da análise de variância de fator único para os dados de DBO ₅	77
Tabela 4.15 - Elementos da análise de variância de fator único para os dados de SS.....	77
Tabela 4.16 - Elementos da análise de variância de fator único para os dados de ácidos voláteis.....	78

RESUMO

Duas lagoas facultativas primárias profundas (2,3 m), em escala – piloto, alimentadas com esgoto bruto doméstico, sendo a F28 uma unidade de controle e a F29 provida de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem, instaladas na EXTRABES – UFPB (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários), na Cidade de Campina Grande (7° 13' 11" sul, 35° 52' 31" oeste), no Estado da Paraíba, foram investigadas com base no seguinte:

- (a) Comparação das concentrações de ácidos voláteis, de amostras do efluente coletadas em ambas as lagoas, no período de 15/10/97 a 14/12/98, e;
- (b) Variação diurna dos parâmetros analíticos oxigênio dissolvido, pH, temperatura, sólidos suspensos, DBO₅, DQO, clorofila *a* e ácidos voláteis da massa líquida da lagoa provida de chicanas, por um curto período de tempo (de setembro a dezembro de 1998).

A aplicação da análise de variância de fator único (ANOVA: fator único) demonstrou que a lagoa F29 foi mais eficiente que a lagoa de controle (F28) na remoção de ácidos voláteis. A análise dos resultados obtidos nestas lagoas demonstrou que a massa d'água de lagoas profundas com chicanas comporta-se como a de lagoas facultativas primárias convencionais, mostrando um ciclo diário de anaerobiose-aerobiose típico, particularmente nas camadas superiores, nos primeiros 50 cm. Condições anaeróbias, pH neutro e altas concentrações de ácidos voláteis predominaram nos níveis mais profundos da lagoa, sendo isso associado tanto à profundidade quanto à alta carga orgânica aplicada. Por outro lado, a biomassa de algas, os sólidos suspensos, a DBO₅ e a DQO foram inferiores nestes mesmos níveis, indicando que, no projeto de lagoas facultativas primárias, com características físicas e operacionais similares às que aqui foram observadas, a drenagem do efluente poderia estar localizada num ponto entre 50 e 200 cm de profundidade a partir da superfície.

ABSTRACT

Two pilot – scale deep (2.3 m) primary facultative ponds fed with municipal sewage, being F28 a control unit and F29 a pond improved with round-the-corner longitudinal baffles, installed at EXTRABES-UFPB (Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage – Federal University of Paraiba), Campina Grande City (7° 13' 11" South, 35° 52' 31" Western), Paraiba State, northeast Brazil, were investigated on the basis of both:

- (a) A comparison of volatile acids concentrations measured on grab effluent samples collected from both ponds, between 15th October 1997 and 14th December 1998, and;
- (b) The diurnal variation of the analytical parameters dissolved oxygen, pH, temperature, suspended solids, BOD₅, COD, chlorophyll *a* and volatile acids throughout the water bulk of the baffled pond, during a shorter period (September to December 1998).

The application of an one – way analysis of variance (one - way ANOVA) demonstrated that F29 was more efficient than the control experimental pond (F28) in the removal of volatile acids. Data from the in-pond studies demonstrated that the baffled deep pond water bulk behaved like that ones of conventional primary facultative ponds showing a typical anaerobiosis/aerobiosis daily cycle particularly in the 50 cm – upper layer. Anaerobic conditions, neutral pH and higher volatile acid concentrations predominated throughout deeper water levels being this associated with both depth and a high organic loading of the pond. On the other hand algae biomass, suspended solids, BOD₅, and COD were less than in the upper layer indicating that in designing primary facultative ponds under physical and operational characteristics similar to those observed herein the effluent withdrawal could be designed from a level in between 50 and 200 cm deep.

1. INTRODUÇÃO

No fim do século XX uma das grandes preocupações do homem é a questão ambiental. Antes do grande aumento demográfico e industrial atual, o meio natural estava preparado para receber os resíduos da atividade humana. O poder depurador dos diferentes receptores, ou seja, sua capacidade de tratamento natural era suficiente para manter o equilíbrio.

Hoje, as fortes concentrações humanas e o desenvolvimento da agro-indústria têm proporcionado uma grande defasagem na capacidade auto-depurativa do meio ambiente, causando um grave desequilíbrio, chegando a ameaçar a própria sobrevivência humana. A meta dos sanitaristas é desenvolver métodos para tornar os efluentes passíveis de serem recebidos nos lagos e nos rios e assim, colaborar para minimizar a poluição aquática.

O despejo de esgotos domésticos, ricos em matéria orgânica, diretamente em corpos receptores tem como consequência um aumento na quantidade de detritos orgânicos nesse meio, cuja decomposição, por ação de microrganismos, consome quantidades expressivas de oxigênio. No período da noite, as algas não realizam a fotossíntese, apenas consomem oxigênio no seu processo de respiração, consequentemente ocorre um alto déficit no oxigênio dissolvido do corpo aquático. Além disso, as águas residuárias domésticas são ricas em nutrientes que fertilizam a água e causam uma excessiva proliferação de algas, causando a eutrofização do corpo receptor, havendo, portanto, um desequilíbrio ecológico.

Em países tropicais como o Brasil, as lagoas de estabilização representam uma alternativa bastante viável, além de ser provavelmente o meio mais eficiente para tratar as águas servidas devido às condições climáticas favoráveis. Apresentam um custo de implantação relativamente baixo, facilidade de operação e manutenção. A principal desvantagem da implantação desse sistema é a necessidade de grandes extensões de terra.

As lagoas facultativas primárias são reatores que recebem esgoto bruto para ser tratado, devendo a isto a presença de uma camada de lodo no fundo, pois essas águas

são ricas em material sedimentável. A estabilização ocorre tanto por processo aeróbio, que se dá nas camadas próximas à superfície, quanto por anaeróbio, nas camadas inferiores e no lodo decantado.

Reconhecendo as excelentes condições meteorológicas, do nordeste do Brasil, para o desempenho de processos biológicos para o tratamento de esgotos a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), na cidade de Campina Grande, iniciou em 1977 a investigação de sistemas de lagoas, em escala-piloto, com vistas a estabelecer parâmetros regionais de projeto. Os primeiros resultados dessas investigações (Silva, 1982), logo cedo, confirmaram o efeito benéfico das condições climáticas sobre a eficiência do tratamento. Os resultados que se seguiram têm constituído importante contribuição para o projeto de sistemas de lagoas em regiões de clima tropical.

A partir de 1984, vários experimentos foram levados a efeito sobre o funcionamento de séries de lagoas com diferentes configurações e parâmetros operacionais objetivando a otimização do tratamento do esgoto doméstico com a minimização da ocupação de terreno. Sistemas de lagoas profundas (Soares, 1985; de Oliveira, 1990), séries de lagoas combinando profundidades variáveis e características operacionais diversas (Araújo, 1993; Silva *et al.*, 1995; Soares *et al.*, 1995), uma série de dez lagoas (de Oliveira, 1993; de Oliveira *et al.*, 1995; de Oliveira *et al.*, 1996) são exemplos ilustrativos de alternativas de projeto visando o tratamento do esgoto de modo eficiente com economia de terreno.

O uso de chicanas em lagoas de estabilização tem sido citado (Middlebrooks *et al.*, 1982; Kilani & Ogunrombi, 1984) como uma das alternativas mais simples para modificar o fluxo hidráulico nesse sistema, melhorando a eficiência do tratamento, a qual pode ser avaliada através da monitoração de vários parâmetros analíticos. Tradicionalmente, são monitorados parâmetros relativos à concentração de matéria orgânica e microrganismos fecais.

Um parâmetro importante a ser analisado em sistemas de tratamento é a presença de ácidos voláteis, pois o acúmulo deles pode inibir tanto as bactérias metanogênicas, como as próprias bactérias acidogênicas, prejudicando a digestão anaeróbia. Contudo até concentrações de 250 mg/l não há perigo de toxicidade para o

processo da digestão anaeróbia, desde que o pH do sistema seja mantido em torno da neutralidade, ou seja, 7,0 (do Nascimento, 1996).

1.1 Objetivo geral

Esta pesquisa tem por objetivo estudar o efeito do uso de chicanas do tipo vai-e-vem no desempenho de lagoas facultativas primárias tratando esgotos domésticos.

1.2 Objetivo específico

Esse objetivo será levado a efeito através da análise comparativa de uma lagoa provida de chicanas com uma lagoa de controle em termos das concentrações efluentes de ácidos voláteis. Também será efetuada a análise da massa líquida da lagoa provida de chicanas, tanto ao longo da profundidade, como ao longo do tempo de detenção hidráulica (TDH), em termos dos parâmetros pH, OD, T, SS, DBO₅, DQO, Clorofila **a** e Ácidos Voláteis.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Por que tratar esgotos

O grande crescimento atual da população mundial, principalmente nas regiões urbanas e a expansão da agroindústria produz um volume de esgoto muito grande que, na maioria das vezes, não passa por nenhum tipo de tratamento e é jogado nos cursos d'água que cruzam as cidades e que vão funcionar como meros corpos receptores. Com o tratamento adequado, as águas residuárias brutas podem alcançar um bom grau de limpeza, tornando possível tanto evitar a degradação dos corpos aquáticos como combater a transmissão de doenças de veiculação hídrica (Mara, 1976).

Uma forma criativa e vantajosa para a disposição final do efluente tratado é a prática do reuso, que vem sendo desenvolvida na irrigação de culturas agro-industriais e na aquicultura (Pescod e Arar, 1985).

2.2 Reuso

A escassez generalizada de água, principalmente nos trópicos, associada aos altos custos inerentes ao desenvolvimento de novas fontes de abastecimento são os fatores responsáveis pela crescente necessidade de conservação dos recursos existentes (Mara, 1976).

Uma opção para minimizar esses problemas é o tratamento das águas residuárias para a sua reutilização. Após o tratamento, elas podem ser empregadas em várias atividades, como agricultura, indústria e aquicultura, desde que satisfaçam aos padrões recomendados (Shuval, 1985).

O reuso na irrigação é o mais antigo e aplicado no mundo e tem sido amplamente praticado tanto com esgoto bruto como tratado. Esta prática poderia reduzir os efeitos da eutrofização de corpos receptores além de representar, para as

regiões semi-áridas do nordeste brasileiro, uma fonte alternativa de água e nutrientes para o solo e plantas.

Precauções como, o controle dos componentes químicos que, se ultrapassados os limites recomendados, podem provocar salinização e redução da permeabilidade do solo e até mesmo toxicidade por íons específicos e com a qualidade microbiológica do efluente devem ser tomadas (Pescod e Arar, 1985).

Os padrões de qualidade microbiológica recomendados pela OMS para reuso de efluentes na agricultura estão listados na Tabela 2.1, os quais devem ser respeitados para que não ocorram epidemias, como a de cólera em Jerusalém no ano de 1970, causada pela irrigação de verduras com esgoto bruto (Shuval, 1985). Hoje em Israel, 79% das águas residuárias são tratadas e dessas, 66% são reutilizadas (Shelef *et al.*, 1996). Também pode ser citado o reuso em culturas industriais na cidade de Clermont-Ferrand, na França onde, na primeira fase do projeto, 150 ha eram irrigados (Bontoux *et al.*, 1996).

No Brasil, um exemplo confirmado de reuso planejado está no Rio Grande do Sul, no SITEL (Sistema Integrado de Tratamento de Efluentes Líquidos do Pólo Petroquímico do Sul) que utiliza o efluente tratado para irrigação de capim e cana-de-açúcar (Simon e Gianello, 1991; *apud* Cavalcante, 1997). Entretanto, extra-oficialmente, é notória a reutilização de água que se faz no Brasil, tanto em regiões circunvizinhas a estações de tratamento de esgotos como através de mananciais poluídos, já que a grande maioria desses, tanto abastecem os municípios como servem de corpos receptores.

A reutilização no campo industrial é ainda pouco praticada em comparação com a agrícola, sendo mais comum o uso em torres de resfriamento e caldeiras. Um exemplo citado por Kalthem e Tabaishi (1980), *apud* Pescod e Arar (1985), aconteceu na refinaria de petróleo Riyadh na Arábia Saudita, na década de 70, onde o efluente antes de ser usado nas torres de resfriamento, no combate a incêndios e na lavagem do piso, passava pelos processos de aeração e clarificação química, seguidos por dois estágios de recarbonatação, por filtração e por desinfecção. A água só era usada na alimentação das caldeiras após passar através de colunas de adsorção de carvão ativado e em unidades de osmose reversa. A vazão tratada era de 20.000 m³/d.

regiões semi-áridas do nordeste brasileiro, uma fonte alternativa de água e nutrientes para o solo e plantas.

Precauções como, o controle dos componentes químicos que, se ultrapassados os limites recomendados, podem provocar salinização e redução da permeabilidade do solo e até mesmo toxicidade por íons específicos e com a qualidade microbiológica do efluente devem ser tomadas (Pescod e Arar, 1985).

Os padrões de qualidade microbiológica recomendados pela OMS para reuso de efluentes na agricultura estão listados na Tabela 2.1, os quais devem ser respeitados para que não ocorram epidemias, como a de cólera em Jerusalém no ano de 1970, causada pela irrigação de verduras com esgoto bruto (Shuval, 1985). Hoje em Israel, 79% das águas residuárias são tratadas e dessas, 66% são reutilizadas (Shelef *et al.*, 1996). Também pode ser citado o reuso em culturas industriais na cidade de Clermont-Ferrand, na França onde, na primeira fase do projeto, 150 ha eram irrigados (Bontoux *et al.*, 1996).

No Brasil, um exemplo confirmado de reuso planejado está no Rio Grande do Sul, no SITEL (Sistema Integrado de Tratamento de Efluentes Líquidos do Pólo Petroquímico do Sul) que utiliza o efluente tratado para irrigação de capim e cana-de-açúcar (Simon e Gianello, 1991; *apud* Cavalcante, 1997). Entretanto, extra-oficialmente, é notória a reutilização de água que se faz no Brasil, tanto em regiões circunvizinhas a estações de tratamento de esgotos como através de mananciais poluídos, já que a grande maioria desses, tanto abastecem os municípios como servem de corpos receptores.

A reutilização no campo industrial é ainda pouco praticada em comparação com a agrícola, sendo mais comum o uso em torres de resfriamento e caldeiras. Um exemplo citado por Kalthem e Tabaishi (1980), *apud* Pescod e Arar (1985), aconteceu na refinaria de petróleo Riyadh na Arábia Saudita, na década de 70, onde o efluente antes de ser usado nas torres de resfriamento, no combate a incêndios e na lavagem do piso, passava pelos processos de aeração e clarificação química, seguidos por dois estágios de recarbonatação, por filtração e por desinfecção. A água só era usada na alimentação das caldeiras após passar através de colunas de adsorção de carvão ativado e em unidades de osmose reversa. A vazão tratada era de 20.000 m³/d.

Tabela 2.1 – Qualidade microbiológica recomendada para o reuso da água na agricultura.

Categoria	Condições de reuso	Grupo exposto	Nematóides intestinais (c) (média aritmética n° de ovos / litro) (d)	Coliformes fecais (média geométrica / 100 ml) (d)	Tratamento necessário para atingir a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas prováveis de serem consumidas cruas, campos desportivos, parques públicos (e).	Trabalhadores, consumidores, público.	≤ 1	≤ 1000 (d)	Lagoas de estabilização em série, projetadas para a qualidade microbiológica requerida, ou tratamento equivalente.
B	Irrigação de culturas de cereais, culturas industriais, culturas de forrageiras, pastos, árvores (f).	Trabalhadores.	≤ 1	Nenhum padrão recomendado	Retenção em lagoas de estabilização de 8 a 10 dias ou tratamento com remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais.
C	Irrigação de qualquer uma das culturas da categoria B, desde que não haja contato dos trabalhadores e da comunidade com a plantação .	Nenhum.	Não aplicável	Não aplicável	Pré tratamento não inferior à sedimentação primária.

(a) Fonte OMS (1989); *apud* do Nascimento (1996).

(b) Em casos específicos as orientações devem ser modificadas em função de levantamentos epidemiológicos, fatores sócio-culturais e ambientais.

(c) Espécies de *Ascaris*, *trichuris* e *ancilostomideos*.

(d) Enquanto durar o período de irrigação.

(e) Para gramados em que o público pode vir a ter contato direto, como os gramados de hotéis é recomendável uma orientação mais restrita (menos do que 200 coliformes fecais / 100 ml).

(f) No caso de árvores frutíferas a irrigação deve cessar duas semanas antes da fruta ser colhida e nenhuma fruta deve ser apanhada do chão. A irrigação por aspersão não deve ser empregada.

No interior da Austrália, efluente de tratamento secundário é usado nas torres de resfriamento de uma indústria de manufaturas (Wijesinghe *et al.*, 1996).

Num grande projeto desenvolvido na China, uma estação de tratamento convencional de filtros biológicos com vazão de 8.000 a 10.000 m³/d de águas residuárias domésticas e industriais, 50% de seu efluente é diretamente reutilizado para lavagens em geral, abastecimento de caldeiras, em torres de resfriamento, nas descargas sanitárias, para irrigação de jardins e em construções (Peng *et al.*, 1995).

Empregar águas residuárias na aquicultura é uma prática, além de comum, altamente lucrativa. Na Índia, tem sido encontrados vários sistemas de lagoas fertilizadas com águas residuárias, onde carpas e tilápias são criadas (WHO, 1989). Em Papua, Nova Guiné, o reuso indireto (quando ocorre mistura do esgoto com águas naturais) foi realizado na criação de peixes e aves em lagoas de maturação (Mara, 1976).

2.3 Profilaxia de doenças

O lançamento de excretas contaminadas com vírus, protozoários, bactérias e helmintos nos corpos receptores é responsável por mais de 50 diferentes tipos de doenças infecciosas, que são provocadas por esses microrganismos (Feachem *et al.*, 1983). A Tabela 2.2 apresenta várias doenças relacionadas com a água, principalmente águas residuárias.

A morte dos microrganismos no meio externo é um processo natural, pois as condições ambientais são diversas das do trato intestinal humano ou animal. Contudo, fatores como pH neutro, temperatura na faixa de 20 a 30 °C, nutrientes em alta concentração e ausência de predadores ou competidores podem colaborar para a sobrevivência e até mesmo para a reprodução dos microrganismos, inclusive patogênicos, no meio ambiente (Shuval, 1985). Feachem *et al.* (1983), citam persistências de sete dias (*Escherichia coli*) a até 3 meses (*Salmonella sp.*) no meio ambiente.

Tabela 2.2 - Principais doenças associadas com a ingestão de água contaminada.

Doença	Agente Infeccioso	Sintomas
Disenteria bacilar	Bactéria (<i>Shigella dysenteriae</i>)	Forte diarreia
Cólera	Bactéria (<i>Vibrio cholerae</i>)	Diarreia extremamente forte, desidratação, alta taxa de mortalidade
Salmonelose	Bactéria (<i>Salmonella</i>)	Febre, náusea, diarreia
Febre tifóide	Bactéria (<i>Salmonella typhi</i>)	Febre elevada, diarreia, ulceração do intestino delgado
Disenteria amebiana	Protozoário (<i>Entamoeba histolytica</i>)	Diarreia prolongada com sangramento, abscessos no fígado e intestino delgado
Giardíase	Protozoário (<i>Giardia lamblia</i>)	Diarreia leve a forte, náusea, indigestão, flatulência
Hepatite infecciosa	Vírus (Vírus da hepatite A)	Icterícia, febre
Gastroenterite	Vírus (enterovírus, parvovírus, rotavírus)	Diarreia leve a forte
Paralisia infantil	Vírus (<i>Poliomielites virus</i>)	Paralisia

Fontes: Benenson (1985); Tchobanoglous e Schroeder (1985); *apud* von Sperling (1995).

Dependendo do tipo de tratamento, os efluentes líquidos e lodo produzidos apresentam quantidades e tipos variáveis de patógenos. Os sistemas mais eficientes no tratamento de esgoto são os que possuem maior tempo de detenção hidráulica como as lagoas de estabilização. No caso específico dos parasitas (*Ascaris lumbricoides*, *Schistosoma mansoni*, *Taenia solium*), o tratamento por sedimentação remove boa parte dos ovos, pois os mesmos têm peso suficiente para decantar (Shuval, 1985). A Tabela 2.3 mostra a eficiência de remoção de patógenos em diversos processos de tratamento de esgotos.

A determinação dos organismos patogênicos é inviável para o controle bacteriológico de rotina, pois aparecem na água geralmente em números baixos e de forma intermitente. Além disso, seu isolamento e identificação exigem pessoal especializado, as análises são de custo elevado e muito demoradas (em média, seis dias). Como consequência foram definidas bactérias indicadoras de contaminação fecal (Ceballos, 1990).

Os microrganismos mais comumente utilizados como indicadores são as bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes fecais as quais não são normalmente causadoras de moléstias, apresentam a característica de ser, em geral, mais resistentes que os patógenos no ambiente externo, além de serem eliminados em grande número nas fezes do homem e de animais de sangue quente. Dessa forma, a presença de coliformes fecais no ambiente pesquisado revela um perigo potencial (Feachem *et al.*, 1983).

2.4 O tratamento de esgotos em lagoas de estabilização

Inúmeros métodos de tratamento de águas residuárias vêm sendo desenvolvidos ao longo do tempo, com a intenção de minimizar ou mesmo evitar a degradação dos recursos hídricos.

Dentre eles, destacam-se as lagoas de estabilização, que são reservatórios de pequena profundidade, definidos por diques de terra, geralmente possuindo base retangular e onde o fluxo de entrada e saída de águas residuárias é contínuo.

Tabela 2.3 - Remoção de patógenos em alguns processos de tratamento de esgotos.

Organismos	Amostras	Sedimentação primária	Lodo ativado (*)	Lagoa de estabilização (**)
<i>E. coli</i>	% de remoção	50 – 90	90 – 99	99,99 – 99,99999
	Lodo final	Contaminado	Contaminado	Contaminado (***)
<i>Salmonella</i>	% de remoção	50 – 90	90 – 99	99,99 – 100
	Lodo final	Contaminado	Contaminado	Contaminado (***)
<i>Vibrio cholerae</i>	% de remoção	50 – 90	90 – 99	100
	Lodo final	Contaminado	Contaminado	Contaminado (***)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	% de remoção	30 – 80	70 – 100	100
	Lodo final	Contaminado	Contaminado	Contaminado (****)

* Lodo ativado com sedimentação primária e secundária, digestão e secagem do lodo.

** Lagoa com 3 células e tempo de detenção de 25 dias. Fonte: Adaptado de Feachem *et al.* (1983).

*** Em regiões com temperatura acima de 20 °C, com um tempo de detenção de 1 mês a redução de bactérias é da ordem de 90% (Bitton, 1994).

**** Em regiões com temperatura acima de 20 °C, com um tempo de detenção de 6 meses a redução de ovos de *Ascaris* é da ordem de 90% (Bitton, 1994).

A matéria orgânica presente nessas águas é estabilizada por processos biológicos inteiramente naturais, envolvendo inúmeros microrganismos, como algas, protozoários, rotíferos e principalmente bactérias que, através do seu metabolismo, mineralizam a matéria orgânica (Mara, 1976, Silva e Mara, 1979). Contudo, conforme Mayo e Noike (1996), baseados em trabalhos de Abeliovich e Weisman (1978), realizados em lagoas de alta taxa de degradação, o papel das algas no metabolismo da matéria orgânica é bastante significativo, até mais que o das bactérias.

O tratamento realizado pelas lagoas de estabilização é eficaz tanto para águas residuárias domésticas quanto para as agro-industriais. Mas, alguns rejeitos da agro-indústria possuem substâncias tóxicas aos microrganismos que participam do processo de estabilização e, se em altas concentrações, inviabilizam o uso desse método.

As lagoas, quando em série, produzem um efluente de alta qualidade (obedecendo aos padrões estabelecidos) com grande potencial de remoção dos organismos patogênicos, a um baixo custo de execução e operação, bem como requerendo uma manutenção mínima. Além dessas vantagens, adicionam-se as seguintes:

- São capazes de absorver bem os choques de cargas hidráulicas e orgânicas (Mara e Pearson, 1986);
- Toleram concentrações de até 60 mg/l de metais pesados (Pearson, 1987);
- É grande a possibilidade de reutilização devido ao alto grau de tratamento e redução de patógenos (Feachem *et al.*, 1983);
- O efluente é rico em nutrientes e algas, o que propicia o reuso na agricultura e aquicultura (Silva e Mara, 1979);

A maior desvantagem das lagoas é a necessidade de grandes áreas para sua implantação, porque o processo de estabilização da matéria orgânica é totalmente natural e conseqüentemente lento, exigindo grande tempo de detenção hidráulica.

Contudo, em países tropicais como o Brasil, as condições climáticas contribuem bastante para a diminuição da área necessária, pois favorecem a maior atividade enzimática da comunidade heterotrófica (de Oliveira *et al.*, 1995). Além disso, em locais onde os terrenos são disponíveis e de baixo custo, essa desvantagem é praticamente anulada.

Segundo Arthur (1983), uma outra desvantagem associada às lagoas de estabilização é a remoção somente razoável de sólidos em suspensão. No entanto, Gloyna e Tischler (1981) ponderam que os sólidos suspensos no efluente de lagoas são devidos à presença de algas, cujas características diferem dos sólidos de esgoto ou de outros processos de tratamento. As algas quando lançadas no meio ambiente através do efluente de lagoas de estabilização são dispersas e, nas horas iluminadas, auxiliam na oxigenação do corpo receptor (Mara *et al.*, 1992), podendo ser consumidas pelo zooplâncton não exercendo uma DBO no corpo receptor. No entanto, do ponto de vista ambiental, a presença de algas em mananciais é indicadora de um processo de degradação a médio e longo prazos. A proliferação de algas nos corpos receptores é devida à grande quantidade de nutrientes existentes nos efluentes, sendo isto mais um motivo para a reutilização dessas águas na irrigação de culturas.

Enfim, sendo feita uma análise objetiva dos benefícios e dos possíveis obstáculos existentes para a utilização de lagoas de estabilização, fica clara a vantagem desse método sobre os convencionais. A eficiência do tratamento realizado por lagoas, principalmente em regiões de clima tropical, vem sendo comprovada a cada projeto executado e pesquisa realizada em todo o mundo.

2.5 Mecanismos básicos de tratamento em lagoas de estabilização

A eficiência do tratamento nas lagoas de estabilização sofre a influência de vários fatores externos como as condições climáticas da região, a incidência de luz solar, a temperatura e a ação dos ventos. A manutenção, como corte da grama dos taludes, remoção de espuma e prevenção contra a erosão evita problemas como a invasão da lagoa por vegetação e a proliferação de insetos (Silva e Mara, 1979).

A ação dos ventos é de suma importância porque é ela que provoca a mistura da massa líquida na lagoa e, com isso, a homogeneização da mesma, com a dispersão dos sólidos e distribuição uniforme do oxigênio dissolvido e nutrientes (Marais, 1970).

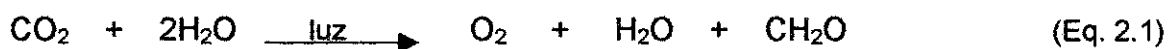
Os principais mecanismos responsáveis pela eficácia do tratamento das águas residuárias nas lagoas de estabilização, segundo Arthur (1983), são:

- efeito reservatório que torna possível à lagoa absorver altas cargas hidráulicas e orgânicas;
- A sedimentação, que permite a deposição de sólidos sedimentáveis;
- A estabilização da matéria orgânica, nas lagoas facultativas, por processo aeróbio, nas camadas próximas à superfície e por digestão anaeróbia, nas camadas inferiores e no lodo decantado.

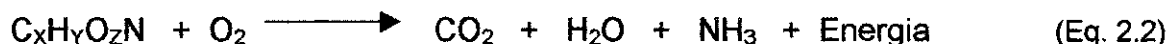
2.5.1 Oxidação aeróbia do material orgânico

A oxidação aeróbia é um processo bioquímico de mineralização da matéria orgânica levado a efeito por bactérias aeróbias e facultativas, tendo como agente oxidante o oxigênio molecular livre na massa líquida (de Oliveira, 1990).

Este oxigênio é introduzido na massa de água a partir da interface ar líquido e, principalmente, pela atividade fotossintética de algas e cianobactérias, a qual é expressa pela equação abaixo (*Ibid.*):



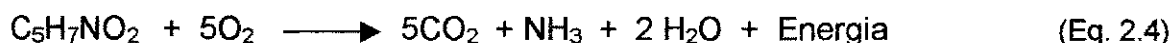
O material orgânico metabolizado é transformado em produtos finais estáveis, tais como dióxido de carbono, água, fosfato e amônia, sendo esta reação denominada catabolismo, representada pela seguinte equação (van Haandel e Marais, 1997):



Parte da energia liberada no catabolismo é usada pelas bactérias para sintetizar novas células, em outro processo chamado anabolismo, que ocorre simultaneamente ao descrito anteriormente, conforme a equação abaixo (Mara, 1976, *Ibid.*):



Segundo van Haandel o catabolismo também ocorre na massa celular, que é 80% biodegradável sendo esse processo, chamado respiração endógena, representado da seguinte forma:



A Figura 2.1 resume todo o processo da oxidação aeróbia do material orgânico presente nas águas residuárias.

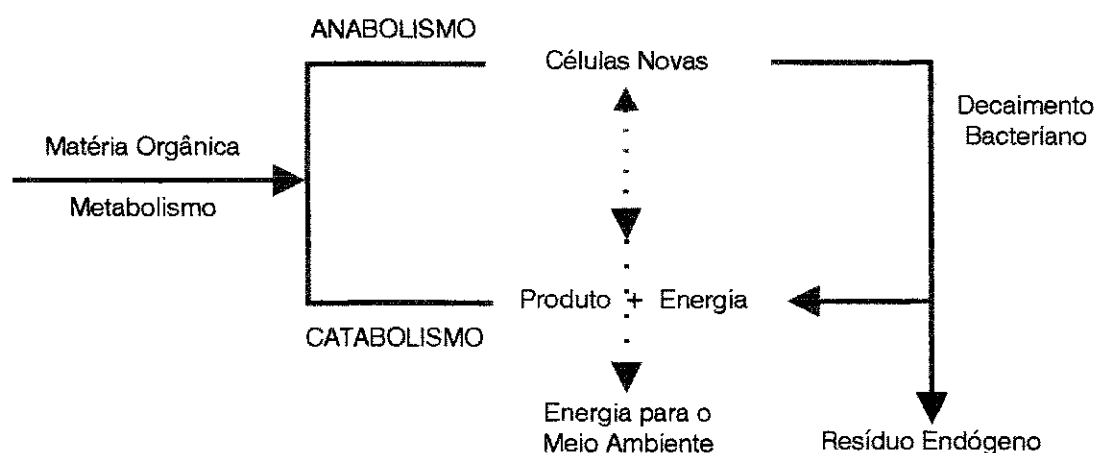


Figura 2.1- Processo de Oxidação Aeróbia (van Haandel e Marais, 1997)

2.5.2 Digestão anaeróbia do material orgânico

A digestão anaeróbia é um processo resultante dos mecanismos de fermentação e respiração anaeróbia, no qual a matéria orgânica é convertida em produtos orgânicos estáveis como metano (CH₄) e inorgânicos como o gás carbônico (CO₂) e água (H₂O). Segundo van Haandel e Lettinga (1994), todo o processo pode ser descrito em quatro fases distintas.

1. Hidrólise

Essa é a fase de conversão da matéria orgânica particulada em compostos dissolvidos de menor peso molecular, pois as bactérias não têm capacidade de digerí-la. Através da ação de exo-enzimas¹ as proteínas² são convertidas em aminoácidos³, os carboidratos⁴ em açúcares solúveis e os lipídios⁵ em ácidos graxos de cadeia longa⁶ e glicerol⁷.

2. Acidogênese

Nesse processo os compostos dissolvidos na fase anterior são assimilados pelas células de bactérias fermentativas que excretam substâncias orgânicas simples, como ácidos graxos voláteis⁸, álcoois⁹, ácido láctico¹⁰ e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio.

3. Acetogênese

Os produtos excretados na acidogênese são convertidos em acetato¹¹, cuja formação é acompanhada de dióxido de carbono ou hidrogênio, dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser digerido. Esses produtos são os substratos da produção de metano.

¹ São catalisadores orgânicos produzidos por células livres.

² São compostos complexos de carbono, oxigênio, hidrogênio e nitrogênio.

³ São os blocos que compõem as proteínas.

⁴ É um termo aplicado a um largo grupo de compostos de carbono, hidrogênio e oxigênio que servem de alimento para os microrganismos.

⁵ São produtos naturais onde predominam ésteres de ácidos graxos superiores, como óleos e gorduras.

⁶ São ácidos carboxílicos de cadeia bastante longa como o ácido palmítico e esteárico.

⁷ Parte alcoólica do lipídio. É obtido por hidrólise de óleos e gorduras.

⁸ São os ácidos carboxílicos de baixo peso molecular, como ácido acético e propiônico.

⁹ São considerados produtos da oxidação primária de hidrocarbonetos. Os mais comuns são metílico e etílico.

¹⁰ É um ácido carboxílico misto, muito comum na natureza.

¹¹ É um sal, composto que em solução aquosa libera pelo menos um cátion diferente de H⁺ e um ânion diferente de OH⁻.

4. Metanogênese

É o processo de produção do metano no qual, por ação das bactérias acetotróficas, o acetato, e das hidrogenotróficas, o hidrogênio e o dióxido de carbono, são convertidos em metano. As equações abaixo representam bem essas reações:

Metanogênese Acetotrófica:



Metanogênese Hidrogenotrófica:



As bactérias metanogênicas crescem mais lentamente que todas as outras que participam do processo e são também muito sensíveis a diversos fatores como temperatura, mudanças de pH, presença de metais pesados e detergentes, alterações na alcalinidade, altas concentrações de nitrogênio amoniacal e sulfeto. Devido a esses fatores, a fermentação metanogênica é a fase limitante da digestão anaeróbia (Middlebrooks *et al.*, 1982). A representação da digestão anaeróbia pode ser vista na Figura 2.2.

2.6 Tipos de lagoas

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante. Podem ser anaeróbias, quando a digestão anaeróbia é o processo atuante; facultativas, quando a matéria orgânica é estabilizada por digestão anaeróbia no fundo da lagoa e oxidação aeróbia na sua superfície e de maturação, nas quais há uma predominância da oxidação aeróbia do material orgânico (de Oliveira, 1990).

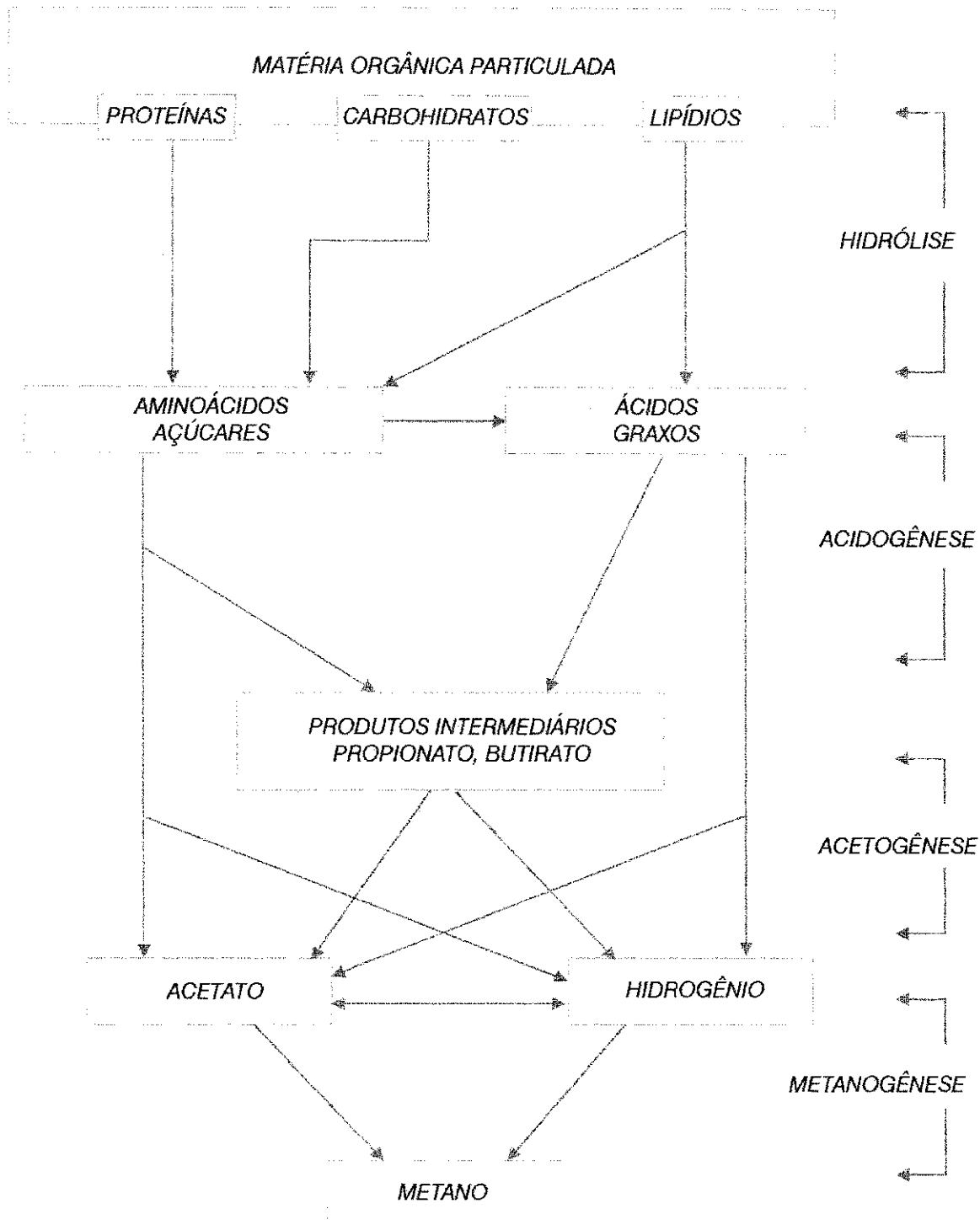


Figura 2.2 - Esquema proposto para as reações da digestão anaeróbia de esgoto doméstico (van Haandel e Lettinga, 1994).

2.7 Lagoas anaeróbias

Este tipo de lagoa tem sido usado no tratamento de águas residuárias há mais de meio século. Parker *et al.* (1950) (*apud* Pescod, 1996) descreveram a aplicação de lagoas anaeróbias no tratamento de águas residuárias em Melbourne, Austrália. Vincent *et al.* (1963) (*Ibid.*) citaram o uso de lagoas anaeróbias na África do Sul.

Lagoas anaeróbias são reatores biológicos usados no tratamento primário de águas residuárias, sendo seu uso vantajoso para tratar altas cargas orgânicas, com DBO₅ em torno de 300 mg/l e com concentrações de sólidos em suspensão até maiores que 300 mg/l (Mara e Pearson, 1986). Segundo Middlebrooks *et al.* (1982), estas lagoas não são projetadas com a finalidade de produzir efluentes de boa qualidade e sim para reduzir a DBO₅ inicial das águas residuárias domésticas ou industriais, através da sedimentação e decomposição da matéria orgânica.

O processo atuante no tratamento biológico nessas lagoas é a digestão anaeróbia, pois a alta carga de DBO₅ e de sólidos sedimentáveis impedem o desenvolvimento de zonas oxigenadas (Arthur, 1983), não ocorrendo, por conseguinte, o desenvolvimento de algas. Ocorre a deposição dos sólidos no fundo da lagoa e eles são digeridos anaerobiamente, sendo o líquido parcialmente clarificado conduzido a um tratamento secundário.

Silva e Mara (1979) afirmam que para obter-se êxito na operação das lagoas anaeróbias o equilíbrio entre as bactérias acidogênicas e metanogênicas deve ser mantido. Temperaturas acima de 15 °C, pH entre 6,4 e 7,2 (Mara e Pearson, 1986) e ambiente anóxico são determinantes para que este sucesso seja alcançado. Caso essas condições não sejam controladas a digestão não ocorre satisfatoriamente e as lagoas passam a atuar apenas como tanques de sedimentação e acúmulo de lodos.

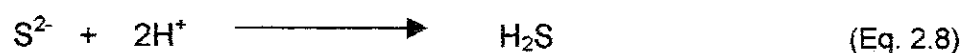
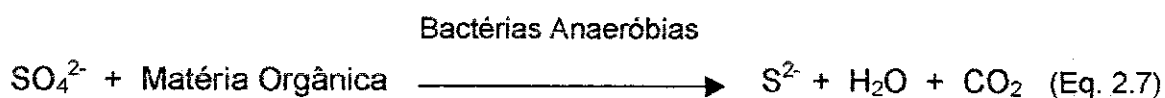
O uso de grandes profundidades nessas lagoas, segundo Mara (1976) de 2 a 5 m, minimiza a área do terreno requerida para a sua construção, além de garantir a predominância das condições anaeróbias, evitando que a lagoa trabalhe como facultativa.

As vantagens desse tipo de lagoa estão relacionadas à economia de terreno, diminuição da camada de lodo em lagoas facultativas, caso elas sejam o tratamento

secundário (Benefield e Randall, 1980) e, principalmente, a eficiência na redução da DBO_5 que, segundo Mara (1976), está na faixa de 50 a 70%, com o tempo de detenção de 5 dias. No Nordeste do Brasil, Silva (1982) obteve remoções de 68 a 83%, com tempos de detenção de 2 a 6,8 dias e com temperaturas na faixa de 23,6 a 26,3 °C. Já Saqqar e Pescod (1995) apresentaram resultados de reduções entre 40 e 70%, com tempo de detenção de aproximadamente 5 dias e com a temperatura variando entre 12 e 28 °C.

A grande desvantagem associada à lagoa anaeróbia é o desprendimento de odores que ocorre com muita frequência, devido a vários fatores, sendo este o grande empecilho para a sua implantação. Os odores ocorrem principalmente quando a carga volumétrica é alta, no entanto, o desprendimento desses, também pode ocorrer com cargas baixas, devido ao próprio mecanismo de tratamento dessas lagoas, a digestão anaeróbia, que libera compostos malcheirosos como gás sulfídrico e amônia (Bowker *et al.*, 1989).

Os problemas associados ao desprendimento de odores são principalmente resultantes da redução do sulfato para H_2S sob condições anaeróbias, como mostrado nas reações abaixo (Bowker *et al.*, 1989):



Quando a concentração de sulfato é superior a 100 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ (Meiring *et al.*, 1968 e Gloyna, 1971 *apud* Pescod, 1996) os problemas associados ao desprendimento de odores têm intensidade suficiente para tornar a lagoa produtora de fortes odores. A proporção de formação de H_2S e HS^- são dependentes do pH (Bowker *et al.*, 1989).

Algumas formas de minimizar o desprendimento desses gases pode ser a elevação do pH para próximo de 8, onde predomina a forma do íon inodoro bissulfeto (HS^-) (Silva e Mara, 1979), ou recirculando parte do efluente de lagoas facultativas ou de maturação para a lagoa anaeróbia (Middlebrooks *et al.*, 1982). Pescod (1996)

recomenda o acúmulo de uma camada de espuma na superfície da lagoa para o controle dos odores, contudo essa camada compromete o aspecto estético do projeto.

Enfim, antes de serem incluídas lagoas anaeróbias nos projetos é imprescindível fazer um estudo detalhado e principalmente observar se há pessoas morando nas vizinhanças, que possam ser afetadas pelo desprendimento desses odores.

A remoção de coliformes fecais em lagoas anaeróbias é bastante limitada. No entanto, Silva (1982) encontrou uma redução de 80% de parasitas numa série de duas lagoas anaeróbias. Já Saqqar e Pescod (1992) encontraram uma redução de 87 a 100% numa ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) em Alsamra, na Jordânia, composta também de duas lagoas anaeróbias e com tempos de detenção total de 8 dias (Pescod, 1996).

2.8 Lagoas facultativas

São as lagoas de estabilização mais comumente projetadas, podendo ser facultativas primárias, quando tratam esgoto bruto ou secundárias se receberem efluente de algum tratamento primário (de Oliveira, 1990). Nesses reatores as condições aeróbias e anaeróbias coexistem na massa líquida. As primeiras nas camadas superiores, próximas da superfície e as últimas nas camadas inferiores e no lodo do fundo.

Este tipo de lagoa pode eliminar odor, ocasionado, tanto pelos fatores indicados nas lagoas anaeróbias, como pelos produtos finais do metabolismo de certas algas verde-azuladas, pela presença de diatomáceas e flagelados pigmentados que liberam toxinas mau cheirosas e pela decomposição de células mortas de algas (Gloyna e Espino, 1969).

As condições de aerobiose são mantidas pela oxigenação atmosférica, através da interface ar / líquido e, principalmente, pela atividade fotossintética de algas e cianobactérias. Segundo Mara (1976), o crescimento de algas é tão grande que a superfície dessas lagoas adquirem uma coloração verde brilhante.

O funcionamento das lagoas facultativas está baseado na relação simbiótica, ilustrada na Figura 2.3, desenvolvida entre os microrganismos heterotróficos e as algas. Através do processo de respiração e do seu metabolismo os microrganismos heterotróficos liberam CO_2 , H_2O e nutrientes inorgânicos que são assimilados pelas algas no processo de fotossíntese quando, então, produzem novo material celular e oxigênio molecular, essencial na respiração e metabolismo dos microrganismos, completando assim o ciclo de cooperação mútua (Pinto *et al.*, 1996). O ciclo simbiótico depende também de outros parâmetros como temperatura, radiação solar, carga orgânica e tempo de detenção hidráulica, os quais vão definir a taxa de reação que irá ocorrer na lagoa (*Ibid.*). Esse processo ocorre apenas na zona fótica, faixa que vai da superfície da lagoa até onde a luz possa penetrar (de Oliveira, 1990).

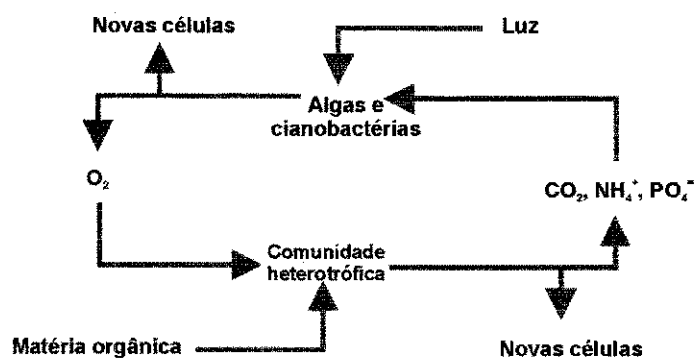


Figura 2.3 - Simbiose entre o fitoplâncton e a comunidade heterotrófica em lagoas de estabilização.
Fonte: Mara (1976).

A concentração de oxigênio dissolvido e o pH da lagoa dependem das condições climáticas, aumentando com a intensidade de luz solar, podendo assim variar bastante. König (1984) encontrou concentrações de até mais de 20 mg/l de oxigênio dissolvido, num horário de intensa radiação solar no nordeste do Brasil. Silva e Mara (1979) citam pH igual a 10, encontrado também no nordeste do Brasil. Quando a atividade fotossintética das algas é elevada, elas exercem uma demanda de CO_2 superior à quantidade resultante da respiração, acarretando a dissociação dos íons bicarbonato presentes, formando dióxido de carbono, assimilado pelas algas, e íons hidroxila, responsáveis pelo aumento do pH, como mostra a equação 2.9.



A Figura 2.4 ilustra as variações de oxigênio dissolvido e pH observadas numa lagoa facultativa.

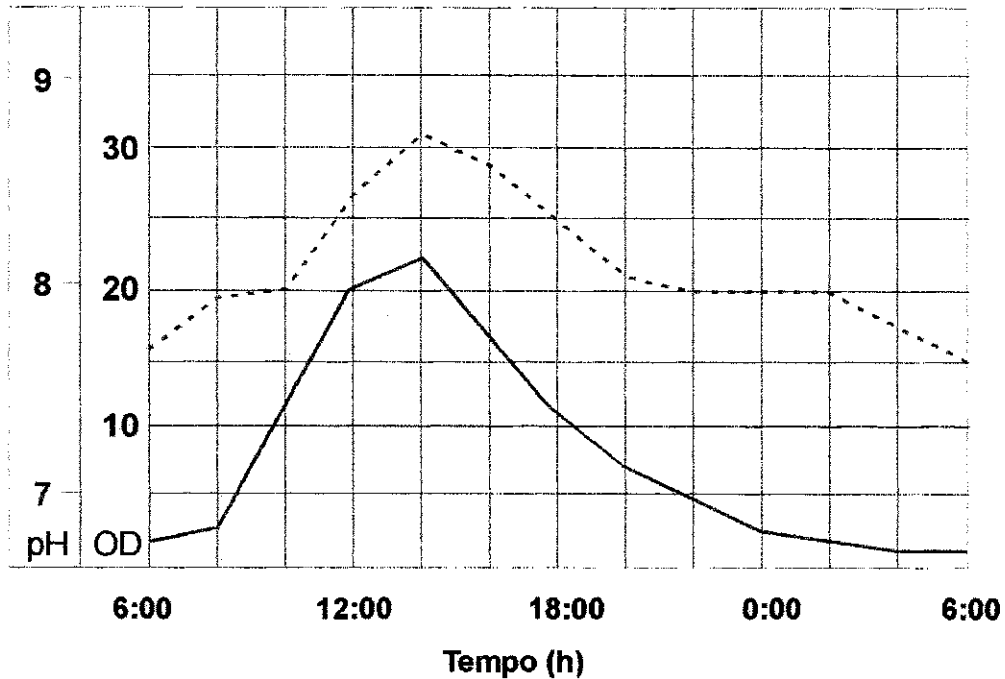


Figura 2.4 - Variação diária típica de oxigênio dissolvido em mg / l (—) e pH (- - -) em efluentes de lagoas facultativas. Fonte: Pescod e Mara (1988).

Os fatores que atuam com maior eficiência na massa líquida das lagoas facultativas são o vento e o calor. Segundo Mara (1976), é através da ação dos ventos que se impede a formação de áreas com águas estagnadas na lagoa e a ocorrência de curto-circuitos hidráulicos, proporcionando também uma melhor distribuição vertical da DBO, de algas e de oxigênio. Esta mistura permite que as algas não motoras se desloquem até a zona fótica para realizar a fotossíntese. Ao calor, isoladamente, é atribuída a ocorrência de um ciclo diário de estratificação e mistura. Durante o dia, a estratificação térmica ocorre devido ao aquecimento das

camadas superiores, que provoca uma diferença de temperatura entre a superfície e o fundo da lagoa. À noite, as camadas superiores perdem calor mais rapidamente que as inferiores, ficando mais densas e afundando, provocando assim uma mistura por convecção (de Oliveira, 1990; Silva e Mara, 1979; Silva, 1982).

A estratificação térmica nas lagoas é o fenômeno que impede o transporte de oxigênio para as camadas mais profundas da coluna de água e promove a redução do número de algas na zona fótica, ocorrendo assim uma diminuição na produção de oxigênio, como também na estabilização da matéria orgânica (Mara, 1976).

A estratificação se desenvolve como resultado da ausência de mistura e da radiação solar intensa que, aquecendo as camadas superficiais, produz uma camada superior quente de baixa densidade (Middlebrooks *et al.*, 1982). Esta camada quente superior é separada da fria (mais densa) por uma zona estreita denominada termoclina, que apresenta grande variação de temperatura (Mara, 1976; Silva e Mara, 1979; Ruochuan *et al.*, 1995).

Esse aquecimento na superfície provoca a movimentação das algas flageladas para níveis inferiores, de 300 a 500 mm abaixo, formando uma espessa camada que impede a penetração de luz solar. As algas que não possuem mobilidade decantam nas regiões mais profundas e escuras das lagoas, passando a exercer demanda de oxigênio, tornando toda a região abaixo da termoclina, anaeróbia (Mara, 1976; de Oliveira, 1990).

A estratificação térmica também é responsável pelo aparecimento de curto-circuito hidráulico que consiste na passagem de águas residuárias sem a necessária mistura com o restante da água acumulada, reduzindo o tempo de detenção (Middlebrooks *et al.*, 1982).

As lagoas facultativas têm profundidades que variam de 1 a 2 m (Mara e Pearson, 1986), sendo mais usada a profundidade de 1,5 m (Middlebrooks *et al.*, 1982; Pescod e Mara, 1988).

Segundo Silva e Mara (1979), profundidades menores que 1 m não impedem a invasão da lagoa por vegetação e mosquitos, e maiores que 1,5 m tornam a lagoa predominantemente anaeróbia, pois a oxípausa se situa muito próxima à superfície.

Nas lagoas facultativas primárias a remoção de DBO₅ é feita por sedimentação e pela atividade bioquímica da comunidade heterotrófica, sendo estimada uma redução da DBO₅ de aproximadamente 30%, devida à sedimentação (de Oliveira, 1990). Já nas lagoas facultativas secundárias, a redução da DBO₅ por sedimentação é bem menor (Arthur, 1983).

A remoção total de DBO₅ em lagoas facultativas primárias varia, segundo Pearson (1987), de 60 a 80%. Já Arthur (1983) e Pescod e Mara (1988), encontraram uma redução variando de 70 a 80%, faixa na qual se enquadra a remoção média de 75% obtida por Silva (1982). Nas lagoas facultativas secundárias as reduções de DBO₅ são baixas se comparadas com as primárias tendo Silva (1982) encontrado uma remoção de 10 a 29% com tempo de detenção variando de 1,6 a 5,5 dias. De Oliveira *et al.* (1995), monitorando uma lagoa facultativa secundária observou uma redução de 44% da DBO₅, com tempo de detenção de 3 dias.

A remoção de coliformes fecais nas lagoas facultativas primárias em escala-piloto estudadas por Silva (1982), variou entre 94 e 99,5% para tempos de detenção variando de 6,3 a 18,9 dias. De Sousa (1994), monitorando uma lagoa facultativa primária em escala real em Sapé, na Paraíba encontrou uma redução de 99,388%. No Quênia, Grimason *et al.*, (1996) obtiveram remoções de até 97,1% para um tempo de detenção de 21 dias em lagoas primárias e 99,4% em um sistema com uma lagoa facultativa secundária precedida de uma lagoa anaeróbia com um tempo de detenção total de 37,4 dias.

A remoção de ovos de helmintos em lagoas facultativas é bastante eficiente. Grimason *et al.* (1996) observaram, em experimentos realizados no Quênia, remoções de 100% de ovos de helmintos em lagoas facultativas primárias e secundárias com tempos de detenção de 21 e 26 dias, respectivamente.

Devido à tendência das lagoas facultativas primárias profundas funcionarem predominantemente anaeróbias, ou como lagoas anóxicas é de se esperar concentrações relativamente altas de ácidos voláteis como resultado da digestão anaeróbia. No entanto, dados confiáveis sobre essas concentrações são raros na literatura.

Geralmente as lagoas de maturação são projetadas para terem a mesma profundidade da lagoa facultativa que a precede (Mara, 1976). Tendo como uma das finalidades realizar eficientemente a fotossíntese e tirar a máxima vantagem do efeito bactericida da luz solar.

Segundo Lettinga (1994) e van Buuren *et al.* (1995) (*apud* von Sperling, 1996), a elevada concentração de oxigênio dissolvido favorece aos organismos aeróbios que, na presença de oxigênio são mais eficientes na competição por alimentos, causando a eliminação de patógenos.

A função principal dessas lagoas é a destruição de organismos patogênicos. Os vírus e bactérias são rapidamente eliminados, pois o meio aquático lhes é extremamente adverso. Já os cistos e ovos de parasitas são removidos por sedimentação até o fundo da lagoa, lá permanecendo até morrerem (Mara, 1976).

A eficiência é avaliada pela remoção de coliformes fecais, bactérias que indicam a presença de fezes e a maior ou menor probabilidade da presença de patógenos intestinais (Ceballos, 1990). Embora sejam os coliformes fecais usados como indicadores, sabe-se que algumas bactérias patogênicas, por exemplo as resistentes a drogas (Hosetti e Frost, 1998), não morrem tão rapidamente quanto eles.

Muitos fatores como pH elevado, radiação solar, competição por nutrientes, substâncias tóxicas liberadas pelas algas, temperatura elevada e predação por espécies do zooplâncton são mencionados como causas prováveis para o decaimento dos coliformes nas lagoas (James, 1987).

Quanto à remoção de matéria orgânica, a eficiência é pequena. Segundo Marais e Shaw (1961) (*apud* Mara, 1976) para se conseguir reduzir a DBO₅ de 75 mg/l (concentração normalmente encontrada no efluente de lagoas facultativas) para 25 mg/l são necessárias duas lagoas de maturação com tempos de detenção de 7 dias.

A vantagem associada às lagoas de maturação é a alta qualidade do seu efluente que pode ser utilizado na prática do reuso, principalmente para a irrigação. Além disso, a liberação de odores é muito improvável, pois as condições aeróbias, os altos valores de pH e as baixas concentrações de sulfeto total tornam essa possibilidade praticamente nula.

2.10 Efeito de chicanas no funcionamento de lagoas

As chicanas utilizadas nas lagoas de estabilização são barreiras ou peças divisórias podendo ser flexíveis (construções simples de plástico, que são vendidas comercialmente) ou fixas (de alvenaria) (Middlebrooks *et al.*, 1982).

As chicanas de plástico têm a vantagem de serem removíveis e facilmente manuseadas, sendo possível realizar diferentes configurações na lagoa (Johansson *et al.*, 1996).

Embora as chicanas sejam consideradas úteis, primeiramente, para realizar uma boa mistura e para eliminar os curto-circuitos nas lagoas, elas também se comportam similarmente a discos biológicos, servindo de substrato para o rápido crescimento de bactérias e algas. Em experimentos realizados em lagoas com chicanas foi observado que a comunidade microbiana consiste de algas e bactérias aderidas às chicanas sendo essa mais uma razão para a alta eficiência do tratamento desse tipo de sistema com relação a sistemas sem chicanas (Middlebrooks *et al.*, 1982).

Lagoas de estabilização providas de chicanas, além de possuir uma alta eficiência de tratamento, melhoram as condições de direção do fluxo da água residuária, tendem a eliminar a estratificação térmica e os espaços mortos, e diminuem a formação de placas de sólidos nos cantos das lagoas (*Ibid.*).

Em Mindelo, Cabo Verde, toda a água consumida era obtida através da dessalinização da água do mar, sendo então a perspectiva de reuso uma alternativa bastante interessante. Contudo, um grave problema era a alta salinidade das águas servidas, que aumentava ainda mais com o alto índice de evaporação da região. Num trabalho realizado por Johansson *et al.* (1996), em que foi diminuída a área superficial e o tempo de detenção das lagoas (diminuindo a evaporação) o uso de chicanas flexíveis provou ser bastante eficiente na remoção de coliformes fecais, sendo possível atingir o objetivo de reutilização dessas águas.

2.10.1 Tipos de chicanas

Existem chicanas do tipo transversal, vertical e longitudinal, como ilustrado na Figura 2.5.

Foram realizados estudos por Middlebrooks *et al.* (1982) para mostrar a melhor relação entre o tamanho das chicanas do tipo transversal e a sua eficiência.

Nos testes foram usados os valores de 0,50; 0,70 e 0,90 para K (vide Figura 2.5a). O valor de $K = 0,70$ significa que a chicana foi estendida até 70% da largura da lagoa e assim também para os outros valores.

Os resultados revelaram que o melhor valor para K foi o de 0,70, pois, quando as chicanas foram estendidas até o extremo transversal da lagoa ($K=0,90$), jatos com alta velocidade foram criados, com a formação de corredores estreitos, reduzindo o tempo de detenção e a eficiência do tratamento. Já as chicanas com $K=0,50$ não desenvolveram a melhor mistura (*Ibid.*).

Em chicanas longitudinais, o tamanho da chicana é especificado de modo a que a área da seção por onde passa o fluxo seja a mais constante possível. Por exemplo, na Figura 2.5c, a largura do canal longitudinal é 6,7 pés e a distância entre o fim da chicana e a parede oposta da lagoa é 6 pés (*Ibid.*).

Além da eficiência de tratamento, os fatores econômicos e estéticos devem ser avaliados. As chicanas podem ser feitas de modo a ficarem imersas dentro da lagoa, contribuindo para a estética do sistema. Quanto ao fator econômico, são de custo acessível, tanto as construídas de alvenaria, como as de plástico (*Ibid.*).

2.10.2 Chicanas do tipo vai-e-vem

Uma prática comum para melhorar as condições de fluxo pistão envolve o uso de chicanas (*Ibid.*) A relação entre o comprimento e a largura da lagoa tem sido citada como o parâmetro mais importante na obtenção das melhores condições de escoamento (de Almeida, 1997). A utilização de chicanas do tipo vai-e-vem proporciona essas condições mais eficientemente do que as transversais e verticais, já

que permitem uma maior relação comprimento-largura na lagoa do que as outras (sempre considerando a mesma quantidade de chicanas) e na parte posterior das chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem, a existência de zonas mortas é bem menor do que nas chicanas de outros tipos (Marske e Boyle, 1973 *apud* de Almeida, 1997).

Pesquisas realizadas por Middlebrooks *et al.* (1982) com chicanas do tipo transversal e vertical, resultaram na conclusão de que as transversais são mais eficientes que as verticais, porém menos que as longitudinais.

2.10.3 Efeito sobre o desempenho hidráulico

A caracterização dos regimes de escoamento no interior das lagoas é de fundamental importância, pois permite avaliar o grau de mistura existente, zonas mortas, curto-circuitos e recirculação.

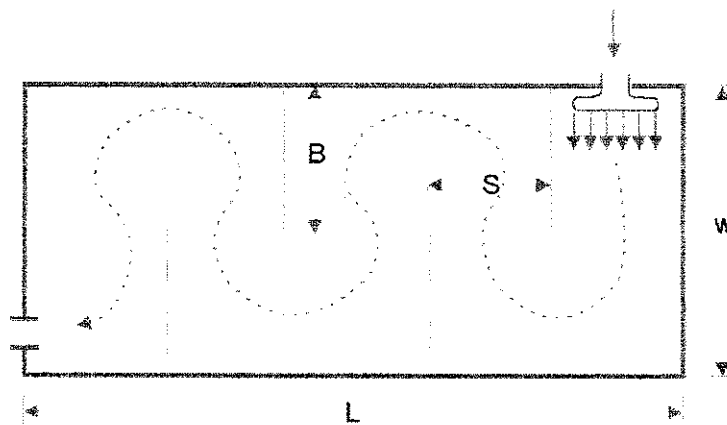
O uso de traçadores é uma das metodologias mais tradicionais, usada para a caracterização dos regimes de escoamento.

Johansson *et al.* (1996) usaram cloreto de lítio num estudo de traçagem para determinar se o fluxo de uma lagoa de maturação provida de uma chicana transversal seria totalmente misturado, fluxo pistão ou um tipo intermediário. Os resultados mostraram um fluxo não ideal, chegando os pesquisadores à conclusão que o fluxo era de mistura completa (Johansson *et al.*, 1996).

Experimentos realizados por Muttamara e Puetpaiboon (1996) em lagoas de estabilização providas de chicanas longitudinais mostraram que o número de dispersão decresce com o aumento da extensão do fluxo (canais) e o número de chicanas, os quais indicaram melhores condições de fluxo pistão.

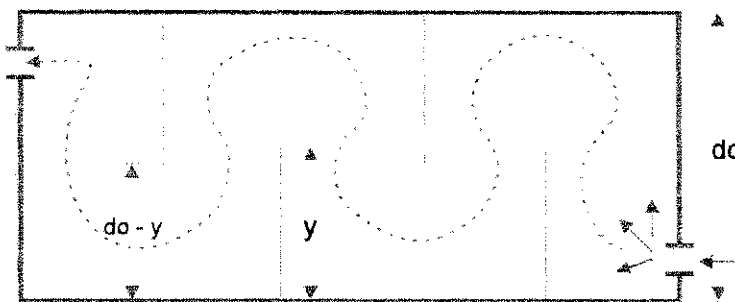
2.10.4 Efeito de chicanas sobre a remoção de coliformes fecais

Estudos feitos por Pearson *et al.* (1996), no nordeste brasileiro, tanto em lagoas de maturação sem chicanas, como com chicanas, mostraram que as lagoas providas de



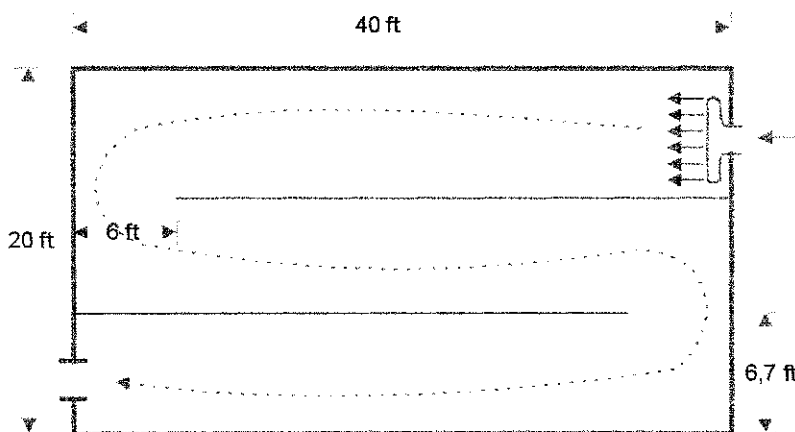
W - Largura
L - Comprimento
S - Distância entre chicanas
B - Extensão da chicana

(a) Desenho esquemático de um reator com chicanas transversais.



do - Largura
y - Extensão da chicana

(b) Desenho esquemático de um reator com chicanas verticais.



(c) Desenho esquemático de um reator com chicanas longitudinais.

Figura 2.5 - Tipos de chicanas.
Fonte: Middlebrooks *et al.* (1982).

chicanas são claramente mais eficientes na remoção de coliformes fecais.

A Figura 2.6 mostra a eficiência de remoção de coliformes fecais em lagoas com e sem chicanas, através do cálculo da taxa específica de decaimento de coliformes fecais, k (d^{-1}) (Johansson *et al.*, 1996).

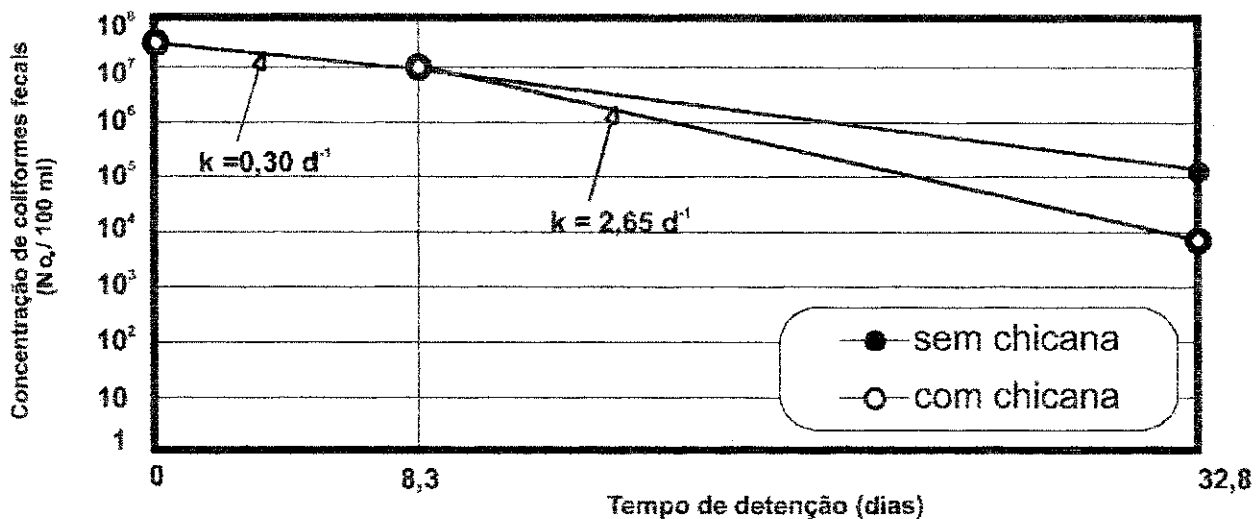


Figura 2.6 - Medida da taxa específica de decaimento de coliformes fecais em lagoa com e sem chicana.

Fonte: Johansson *et al.* (1996).

2.10.5 Efeito de chicanas sobre a remoção de matéria orgânica

A chicana serve como habitat para o crescimento de bactérias e algas aderidas a ela e, dessa maneira, aumenta a biomassa da lagoa e conseqüentemente a capacidade de tratamento. A disposição das chicanas pode induzir o fluxo para perto do fluxo pistão, o qual faz aumentar a eficiência de remoção de nitrogênio e carbono orgânico (Muttamara e Puetpaiboon, 1996).

A remoção de sólidos suspensos (SS) observada pelos mesmos pesquisadores em escala laboratorial, mostrou aumentar com o número de chicanas, em lagoas com

tempo de detenção de 3 dias. No entanto, lagoas em escala-piloto, tanto sem chicanas, como com chicanas não apresentaram muita diferença na remoção de SS. Isto é devido, provavelmente, à exposição a luz solar que promove a atividade fotossintética das algas nessas lagoas (*Ibid.*).

Essa mesma pesquisa mostrou que quanto maior o número de chicanas maior é a eficiência de remoção de DBO₅ e DQO, aliado a um longo tempo de detenção.

A eficiência de remoção de nitrogênio total e amoniacal também aumentou com o aumento do número de chicanas nas lagoas, aliadas a um longo tempo de detenção e a um aumento na área da superfície do biofilme (*Ibid.*).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição do sistema experimental

O sistema pesquisado estava localizado na EXTRABES – Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba, na cidade de Campina Grande (7° 13' 11" sul, 35° 52' 31" oeste a 550 metros acima do nível do mar), no estado da Paraíba.

O sistema era constituído por quatro lagoas facultativas primárias profundas, em escala-piloto (F27, F28, F29 e F30), construídas em alvenaria de tijolos sobre uma base de concreto simples, sendo as paredes verticais e o fundo nivelado revestidos com argamassa de cimento e areia.

As unidades estudadas do sistema experimental foram a lagoa F29, composta de três canais (I, II, III), separados por duas chicanas longitudinais (1e2), paralelas e do tipo vai-e-vem e a F28, sem chicanas, cujo propósito era de servir apenas como unidade de referência para a primeira com relação à presença de ácidos voláteis.

Antes de ser iniciada a monitoração das lagoas F28 e F29, foi feito todo um trabalho de medição das lagoas e de seleção dos equipamentos utilizados durante as coletas, além da demarcação dos pontos estudados na lagoa F29. Os resultados desse trabalho estão apresentados nas Tabelas 3.1, 3.2, 3.3 e 3.4. A Figura 3.1 mostra o desenho esquemático das lagoas F28 e F29.

3.2 Alimentação do sistema

O sistema foi alimentado com água residuária bruta, predominantemente doméstica, do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande. O esgoto era bombeado de um poço úmido, adjacente a um dos poços de visita do Interceptor Leste ("Interceptor da Depuradora") para o tanque de nível constante (TNC)

situado no interior da casa de bombas, conforme ilustrado na Figura 3.2, sendo utilizada uma bomba submersível de 1,2 hp.

Tabela 3.1- Características físicas das lagoas F28 e F29.

Lagoa	F28	F29
Largura (m)	7,2	7,2
Comprimento (m)	25,5	25,5
Profundidade (m)	2,3	2,3
Área Superficial (m ²)	183,6	183,6
Volume (m ³)	422,3	422,3

Tabela 3.2- Características físicas dos canais da lagoa F29.

Canal	I	II	III
Largura (m)	2,33	2,35	2,33
Comprimento (m)	25,50	25,50	25,50
Profundidade (m)	2,30	2,30	2,30
Área Superficial (m ²)	59,4	59,9	59,4
Volume (m ³)	136,7	137,8	136,7

Tabela 3.3- Características físicas das chicanas da lagoa F29.

Chicana	1	2
Espessura (m)	0,08	0,09
Comprimento (m)	22,90	23,00

Tabela 3.4- Tempo de detenção hidráulica médio da lagoa F29, sendo considerados pontos distintos estudados.

Sistema	Tempo de Detenção Teórico (dia)
Lagoa F29	11,50
Ponto 01	1,89
Ponto 02	3,77
Ponto 03	5,67
Ponto 04	7,58
Ponto 05	9,46

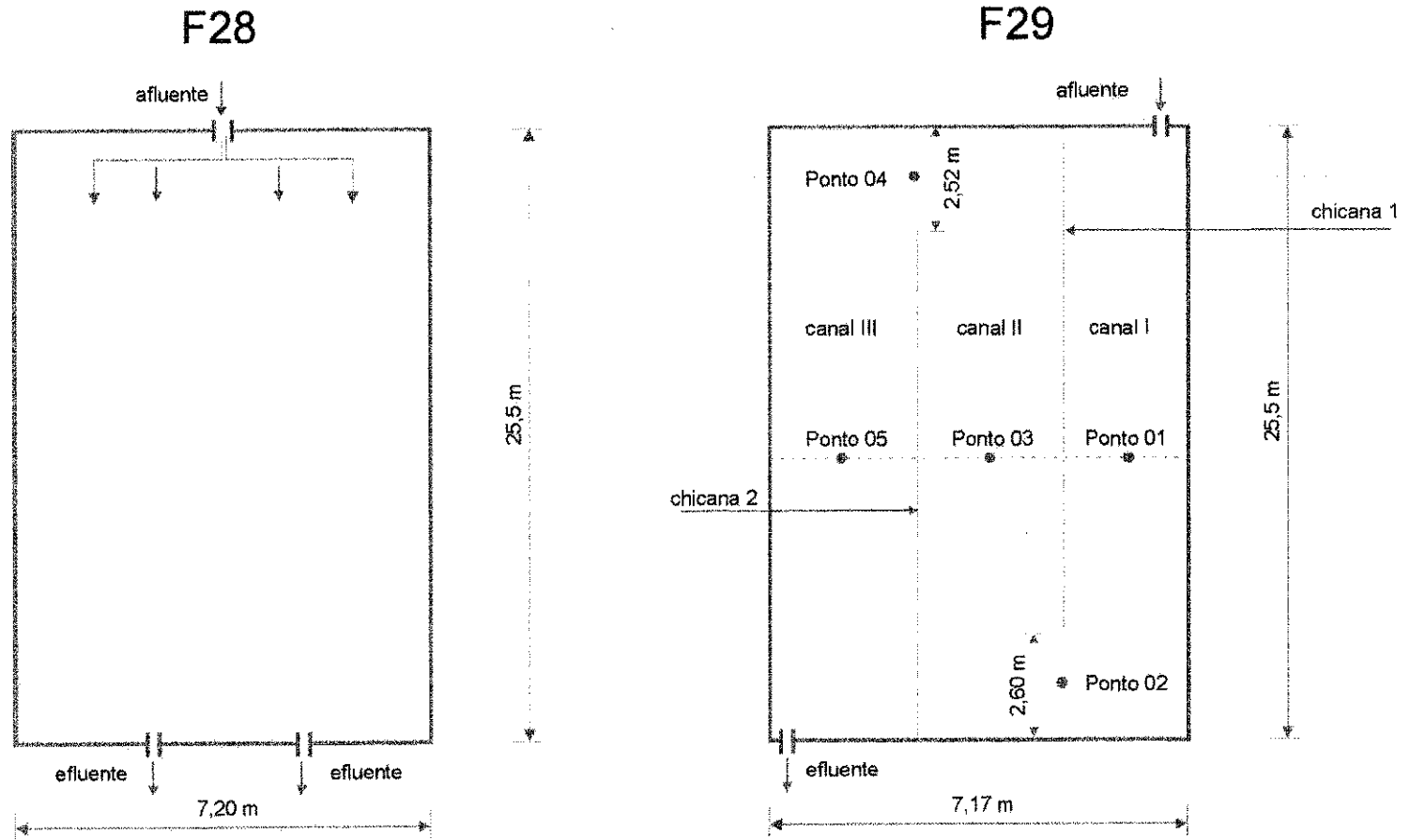


Figura 3.1 - Desenho esquemático das lagoas F28 e F29.

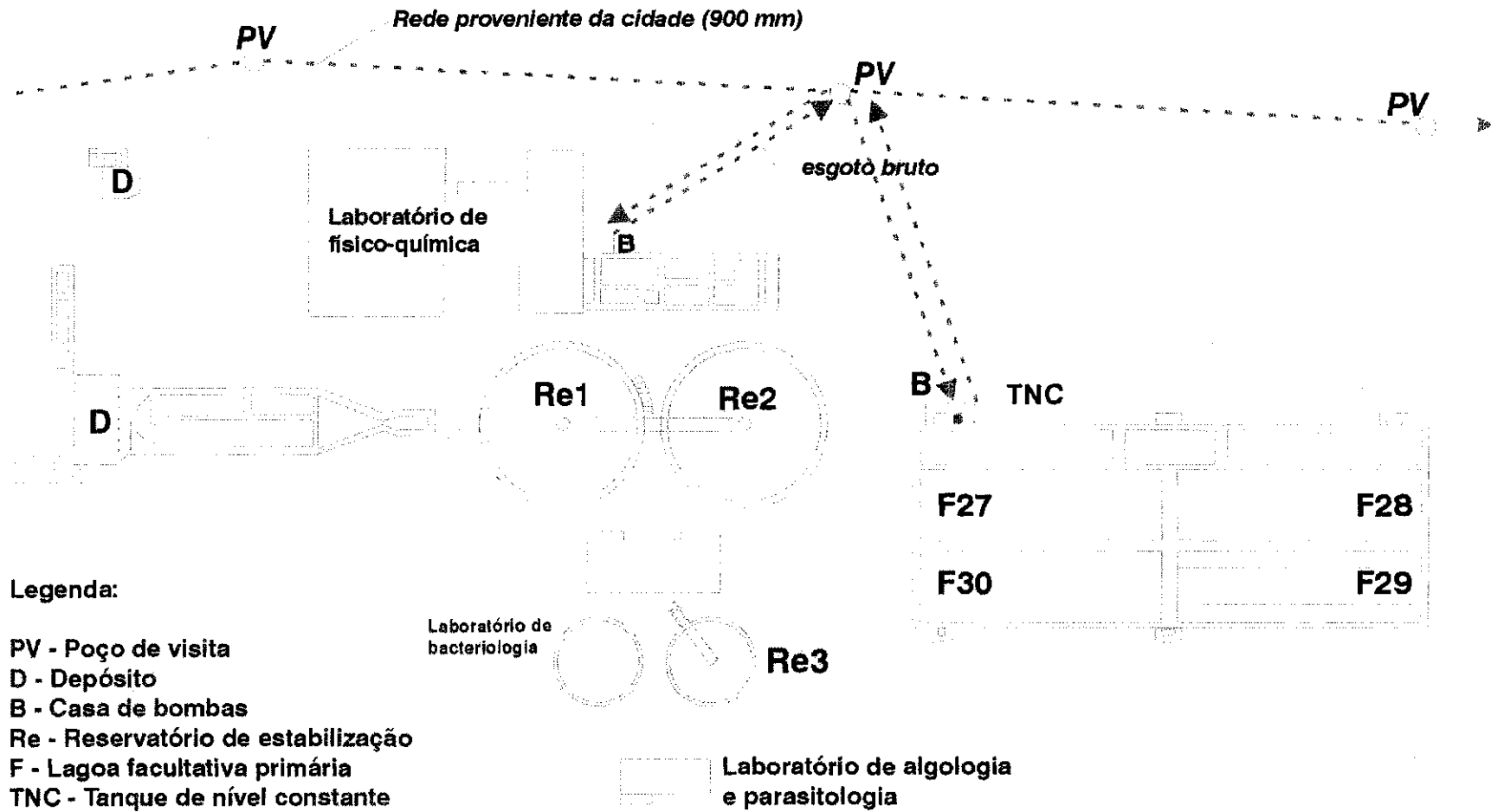


Figura 3.2 - Planta de situação do complexo experimental da EXTRABES.

A vazão de bombeamento, várias vezes superior à vazão requerida, permitiu que o esgoto fosse mantido homogeneizado no interior do TNC e, ao mesmo tempo, um grande excesso era permanentemente extravasado do mesmo tanque retornando para o poço úmido.

Do TNC, o esgoto era bombeado para o interior da lagoa F28 e F29 a uma taxa de 36,2 m³/d através de uma bomba peristáltica de velocidade variável NETZSCH (modelo NE30A).

A alimentação da lagoa F28 foi realizada com a descarga da totalidade da vazão através de 4 tubos de entrada, distribuídos proporcionalmente na extensão da parede frontal, como ilustrado na Figura 3.1. Na lagoa F29 a descarga de toda a vazão foi feita por um único tubo de entrada onde o dispositivo estava localizado no centro da extensão transversal da primeira região do canal. Esta descarga do esgoto afluente era feita a cerca de 0,50 m do fundo, fazendo com que o fluxo, ocorresse de montante para jusante e também ocorresse de baixo para cima.

O efluente de ambas as lagoas foi drenado do nível situado a 50 mm abaixo da superfície líquida, sendo isto controlado pela submersão do retentor de espuma e despejado de volta no Interceptor Leste, a jusante da tomada do esgoto bruto.

3.3 Monitoração do sistema experimental

A investigação do sistema experimental, cujas características operacionais são apresentadas na Tabela 3.5, compreendeu uma primeira etapa de monitoração de rotina de efluentes de uma lagoa provida de chicanas (F29) e de uma lagoa de controle (F28) e uma segunda de caracterização da coluna líquida da lagoa provida de chicanas.

3.3.1 Monitoração de rotina de efluentes

A monitoração de rotina das lagoas F28 e F29, ocorreu no período de 15/10/97 a 14/12/98, sendo baseada na coleta semanal de amostras dos seus efluentes, às 8h da manhã, com vistas à determinação de ácidos voláteis.

3.3.2 Caracterização da coluna líquida da lagoa F29

A caracterização da coluna d'água da lagoa F29 foi baseada na análise de amostras coletadas nos níveis 5, 50 e 200 cm ao longo da profundidade em cada um dos cinco pontos demarcados na lagoa (Figura 3.1), além do efluente.

As coletas foram realizadas no período de setembro a novembro de 1998, sendo que a primeira amostragem do dia acontecia às 6 h 30 min e a segunda às 13 h 30 min, a cada 10 dias, para, então, serem feitas diversas análises, tanto físico-químicas, como microbiológicas. O período estudado se situou na estação tipicamente de estiagem da região.

Tabela 3.5 – Características operacionais das lagoas F28 e F29.

Lagoa	F28	F29
Vazão (m ³ / d)	36,2	36,2
Tempo de detenção (d)	11,50	11,50
Carga orgânica superficial (kg DBO ₅ / ha . d)	470	470
Carga orgânica volumétrica (g DBO ₅ / m ³ . d)	20,0	20,0

Obs – As cargas orgânicas foram estimadas com base na DBO₅ de 240 mg / l.

Os parâmetros que serão apresentados e discutidos neste trabalho são demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos (SS), oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura (T) e ácidos voláteis (AV), além de clorofila *a* (CL *a*), para a caracterização da massa líquida da F29 e ácidos voláteis para a análise comparativa do desempenho das lagoas F28 e F29.

A amostragem de efluentes consistiu na coleta de amostras dos efluentes das lagoas F28 e F29 nas canalizações drenantes desses efluentes.

Na realização das coletas de amostras da coluna d'água da lagoa F29 foi usada uma bomba peristáltica de velocidade variável WATSON MARLOW modelo 604S, esquematizada na Figura 3.3, à qual foi acoplada uma mangueira de polietileno de 17,3 m de comprimento e 12 mm de diâmetro, dispondo na extremidade de um amostrador circular conforme a Figura 3.3. As amostras eram coletadas através do amostrador, o qual era introduzido na coluna líquida, a partir da superfície da lagoa, até a profundidade desejada. Antes de cada coleta era efetuada uma descarga de 2 minutos, a fim de drenar o líquido remanescente da coleta anterior.

À medida em que a coleta era processada, as temperaturas das amostras eram medidas com um termômetro de filamento de mercúrio.

3.4 Procedimentos analíticos

Com exceção da clorofila *a*, todos os parâmetros foram determinados de acordo com as recomendações descritas em APHA *et al.* (1992):

Os sólidos suspensos foram determinados por gravimetria do material retido no filtro de fibra de vidro do tipo Whatman GF/C, com secagem em estufa a 103 a 105 °C;

A DQO foi determinada pelo método da refluxação fechada do dicromato de potássio, usando bloco de digestão modelo GRANT tipo BT5;

As concentrações de OD foram determinadas através de um medidor de oxigênio YSI, modelo 54A, com eletrodo de membrana seletiva YSI, modelo 5730 A;

A DBO_5 foi medida pelo método da diluição em frascos padrões, com as medidas de OD sendo feitas com o mesmo equipamento descrito anteriormente;

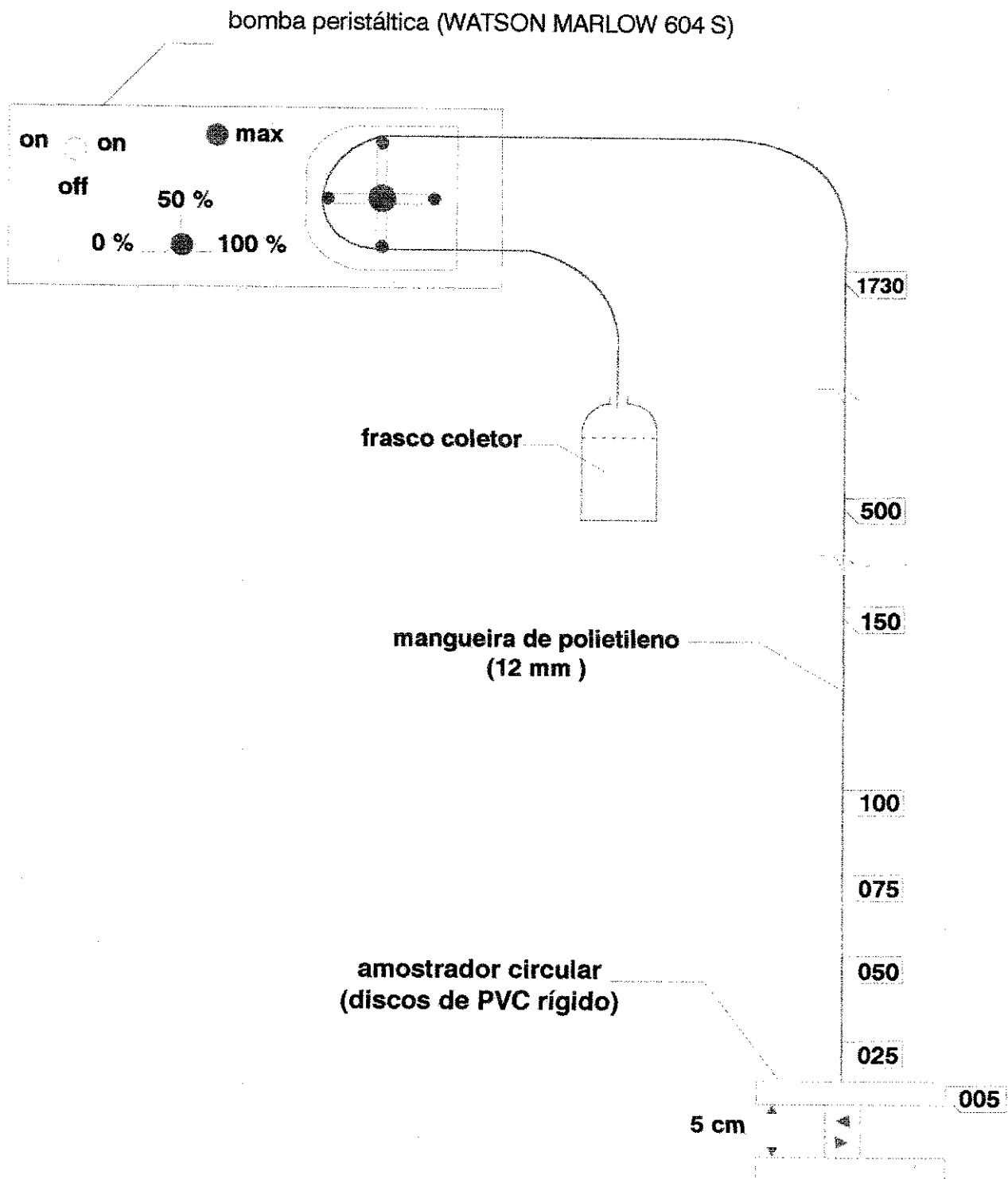


Figura 3.3 - Bomba utilizada na coleta de amostras da lagoa F29.

Os valores de pH foram determinados pelo método potenciométrico, através de um medidor JENWAY modelo 3030, com eletrodo combinado RUSSEL BNC e um compensador de temperatura JENWAY PCT 121;

Os ácidos orgânicos foram determinados pelo método da titulação seguindo procedimento de destilação, levada a efeito no destilador do equipamento macro-Kjeldahl;

A concentração de clorofila *a* foi determinada pela técnica descrita por Jones (1979) que consiste na extração, a quente, com metanol, seguida de leituras de absorvância a 665 e 750 nm. O equipamento utilizado foi um espectrofotômetro Pharmacia LKB-NOVASPEC II.

3.5 Análises estatísticas

Com o auxílio da planilha eletrônica EXCEL 97 e com base no texto de Sokal & Rohf (1981) foram aplicadas as seguintes análises estatísticas aos dados amostrais:

Estatística descritiva que informou sobre a tendência central e a variabilidade dos dados amostrais, nas duas etapas do trabalho;

Análise gráfica de distribuição espaço-temporal desses dados, obedecendo a uma convenção definida de cores e sinais, nas duas etapas do trabalho;

Estudo das matrizes de correlação de todos os parâmetros analisados na etapa de caracterização da massa líquida da lagoa F29, com o objetivo de estabelecer coeficientes de correlação significativos entre eles;

Análise de variância (ANOVA: fator único), que foi aplicada aos dados das duas etapas do trabalho para a comparação simultânea das médias de cada conjunto de dados definindo limites a partir dos quais duas médias próximas passam a ser significativamente diferentes num determinado nível de significância ($\alpha = 0,05$). Em seguida foram determinados os limites de confiança (superior e inferior) de 95% utilizados no método GT-2 que ilustra graficamente onde as diferenças significativas ocorrem.

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Apresentação e análise dos dados de ácidos voláteis na monitoração de rotina

A Figura 4.1 mostra as variações das concentrações de ácidos voláteis obtidas de amostras de efluentes, durante o período de um ano, das lagoas F28, sem chicanas, e F29, provida de duas chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem.

Ácidos voláteis são substratos típicos para o crescimento e manutenção de bactérias metanogênicas, estritamente anaeróbias. As condições de carga orgânica foram suficientemente elevadas para a predominância de condições anaeróbias na massa líquida de ambas as lagoas garantindo a manutenção de bactérias metanogênicas, particularmente nas camadas mais profundas. Em lagoas de estabilização facultativas grande parte dos ácidos orgânicos, produzidos por bactérias acidogênicas na camada de lodo, é ali mesmo metabolizada por organismos metanogênicos, outra parte difunde-se através da massa líquida até as camadas mais superficiais, sendo, então, metabolizada, em parte, aerobiamente e a fração não metabolizada sai no efluente.

Ocorreu uma tendência dos valores obtidos na lagoa F28, serem superiores aos da lagoa F29, não havendo, no entanto, uniformidade na relação entre as citadas concentrações. A referida tendência deve ser atribuída, principalmente, à presença das chicanas na lagoa F29. É preciso enfatizar que o papel fundamental de chicanas em lagoas de estabilização é o ordenamento do fluxo hidráulico o que concorre para uma menor dispersão longitudinal dos substratos e, conseqüentemente, uma maior eficiência de remoção desses, em vista de uma melhor condição de contato deles com as colônias de organismos que deles fazem uso no seu metabolismo. Também, uma melhor distribuição do lodo no fundo da lagoa, com uma maior acumulação na região de entrada, em face das chicanas constituírem verdadeiros obstáculos físicos a uma distribuição mais uniforme do lodo, pode ter sido a causa direta da menor concentração média no efluente da lagoa F29.

As concentrações em F28 variaram no intervalo 8,4 a 87,6 com média 36,7 e desvio padrão 18,2 mgCH₃COOH/l, enquanto que na lagoa F29 as medidas correspondentes foram 5,8 a 55,8, 25,2 e 13,1 mgCH₃COOH/l. A concentração média da lagoa com chicanas representou somente cerca de 2/3 da concentração média da lagoa de controle.

A análise de variância (ANOVA) de fator único (Sokal & Rohlf, 1981), aplicada aos dados obtidos das amostras de efluentes das duas lagoas demonstrou a existência de diferença significativa entre as médias de ácidos voláteis conforme evidenciado pelos valores de F e F_c (F>F_c) na Tabela 4.1. A Figura 4.2, com base no método GT-2, ilustra as diferenças existentes entre as médias e entre os intervalos de confiança de 95%, respectivamente, para as duas lagoas.

Tabela 4.1 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de ácidos voláteis da monitoração de rotina das lagoas F28 e F29.

ANOVA: Fator único

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	3200,5	1	3200,5	12,858	0,0005	3,9412
Dentro dos grupos	23646	95	248,9			
Total	26846	96				

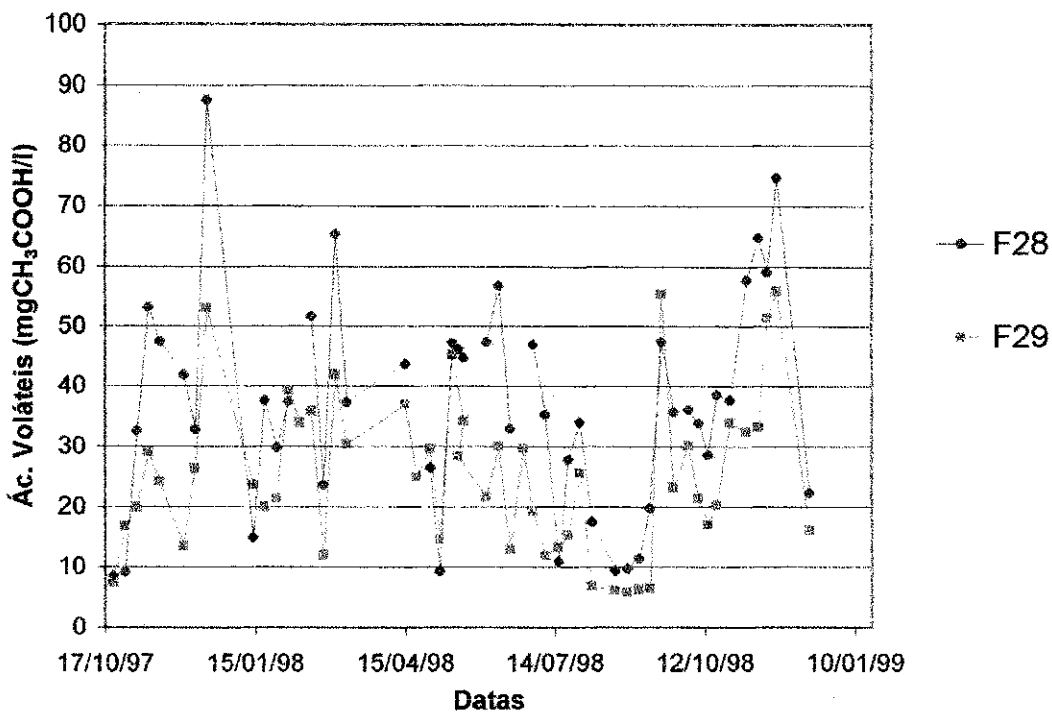


Figura 4.1 – Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas na monitoração de rotina das lagoas F28 e F29.

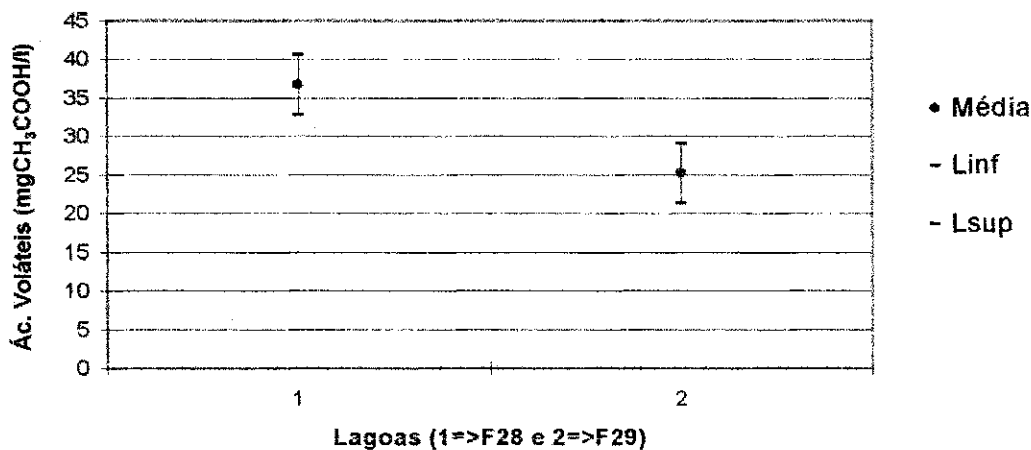


Figura 4.2 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de ácidos voláteis na monitoração de rotina das lagoas F28 e F29.

4.2 Apresentação e análise dos dados obtidos na monitoração da massa líquida da lagoa F29

4.2.1 DBO₅

A Figura 4.3 apresenta os valores de DBO₅, medidos pela manhã em todos os níveis e pontos de cada data (experimento), de todo o período experimental. É possível observar que os dados referentes a cada dia isoladamente ficaram mais próximos, mostrando a tendência de uniformidade nas concentrações analisadas. Os intervalos das concentrações de DBO₅ foram de 46 a 92, 92 a 132, 66 a 94, 62 a 102, 54 a 74 e 54 a 82, todos em mg/l, para os dias 25/09/98, 05/10/98, 21/10/98, 28/10/98, 09/11/98 e 16/11/98, respectivamente. As exceções foram o dia 05/10/98, no qual um dos pontos (2B), localizado a 50 cm de profundidade a partir da superfície e correspondendo a um tempo de detenção hidráulica médio de 4 dias, apresentou concentração de 30 mg/l e o dia 09/11/98, onde um outro ponto (2A) localizado a 5 cm da superfície e com mesmo tempo de detenção hidráulica médio do anterior teve sua concentração igual a 26 mg/l. Os desvios padrões correspondentes a cada uma das datas referidas acima foram 10,98; 12,69; 8,0; 10,77; 6,73 e 9,31, em mg/l, respectivamente (ver Tabela 4.2).

A convenção usada nas Figuras 4.3 a 4.30, com exceção das Figuras 4.5, 4.6, 4.15 e 4.17, foi estabelecida de forma a dar maior enfoque à diferença de níveis da lagoa e não a cada um dos pontos individualmente, já que a finalidade dessas Figuras foi a de mostrar o comportamento geral da lagoa em cada nível. A análise dos dados de todas as datas em conjunto resultou na conclusão de que a lagoa, nesse período, se comportou homoganeamente, com exceção do dia 05/10/98, que apresentou apenas 3 dos seus 15 pontos dentro do intervalo 26 a 102 mg/l, comum a todas as outras datas e o restante acima do referido intervalo, fato que também pode ser confirmado nas Figuras 4.5a, b e c.

Essa tendência à homogeneidade apresentada pela manhã ao longo do eixo longitudinal da lagoa foi devida à ação, ainda existente, das condições noturnas,

período em que a temperatura ao longo da profundidade da lagoa é uniforme e a massa líquida permanece em estado de mistura. A uniformidade também ocorrida durante todo o período amostral pode estar associada ao fato dos experimentos terem sido realizados sob as mesmas condições climáticas.

Na Figura 4.4, pode ser observado que à tarde não houve uniformidade nos valores da DBO_5 , como pela manhã. Os níveis A e B (a 5 e 50 cm da superfície da lagoa) na maioria das vezes apresentaram valores mais altos que o nível C, situado próximo ao fundo da lagoa, o qual também apresentou valores de DBO_5 mais uniformes que os dos outros níveis. Isto, pode ter ocorrido devido à maior intensidade de radiação solar nas camadas próximas à superfície, causando um aumento na produção de biomassa (algas), que influi na DBO_5 . Os intervalos de variação da DBO_5 ao longo de todo o período experimental nos níveis A, B e C, foram, em mg/l, de 38 a 141, 44 a 120 e 20 a 92, respectivamente, com desvios padrões de 27,07 mg/l; 21,35 mg/l e 17,96 mg/l, como mostra a Tabela 4.3. As variações da DBO_5 , à tarde, em cada data individualmente foram de 44 a 134, 38 a 141, 66 a 102, 50 a 112, 30 a 120 e 20 a 114, em mg/l, na seqüência cronológica dos experimentos. Os desvios padrões correspondentes aos dados acima foram de 30,04; 31,28; 10,88; 15,60; 23,70 e 25,31, também em mg/l, que, comparados com os desvios padrões ocorridos nesses mesmos dias, pela manhã, demonstram ter havido, à tarde, uma maior dispersão em torno da média.

Os mais altos valores do desvio padrão tanto para as datas individuais (Tabela 4.2) como para o conjunto dos dados dos níveis A e B, indicam maior dispersão em torno da média do que o nível C e os dados da manhã, sendo isso decorrente da maior probabilidade de variação do parâmetro devido à influência de fatores meteorológicos como radiação solar e ventos, nas camadas mais superficiais da lagoa.

As concentrações de DBO_5 do nível A, à tarde, apresentaram pouca homogeneidade e os mais altos valores predominaram no ponto 4 (ver Figura 4.6a) que é um ponto de mistura da massa líquida, localizado próximo à região de acúmulo de crostas flutuantes de lodo, correspondendo a um tempo de detenção hidráulica médio de 8 dias. Os níveis B e C demonstraram, ao longo da extensão longitudinal da lagoa, tendência de uniformidade (Figura 4.6b) e de queda (Figura 4.6c), respectivamente.

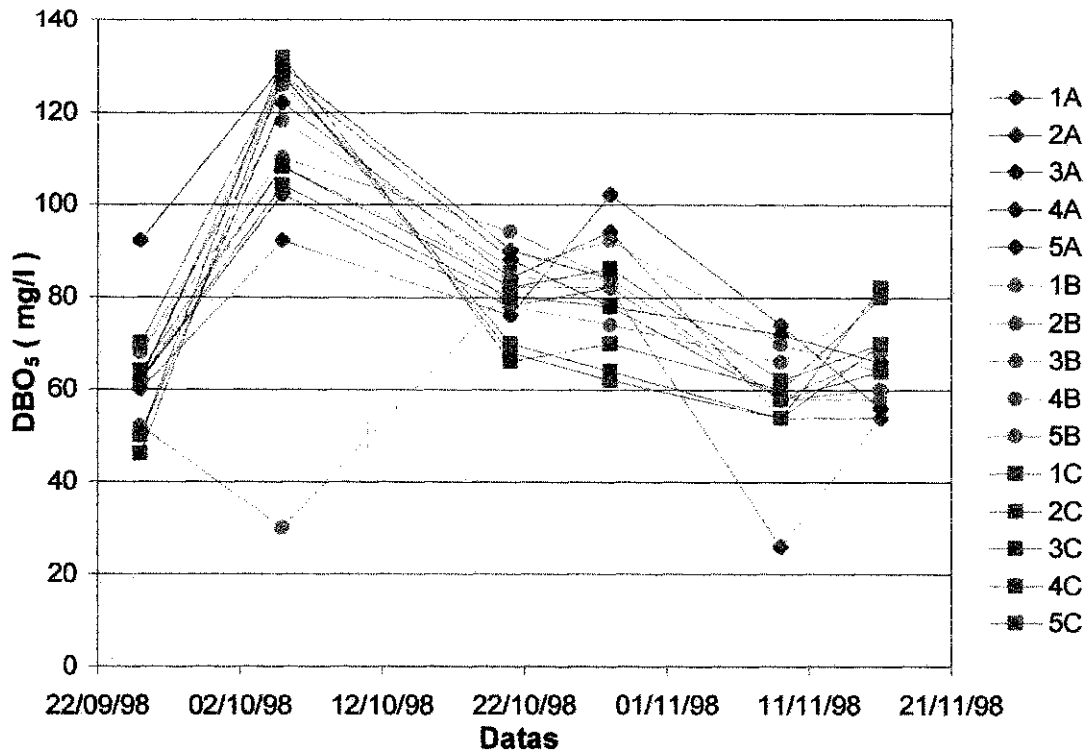


Figura 4.3 - Variação temporal de DBO₅, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.

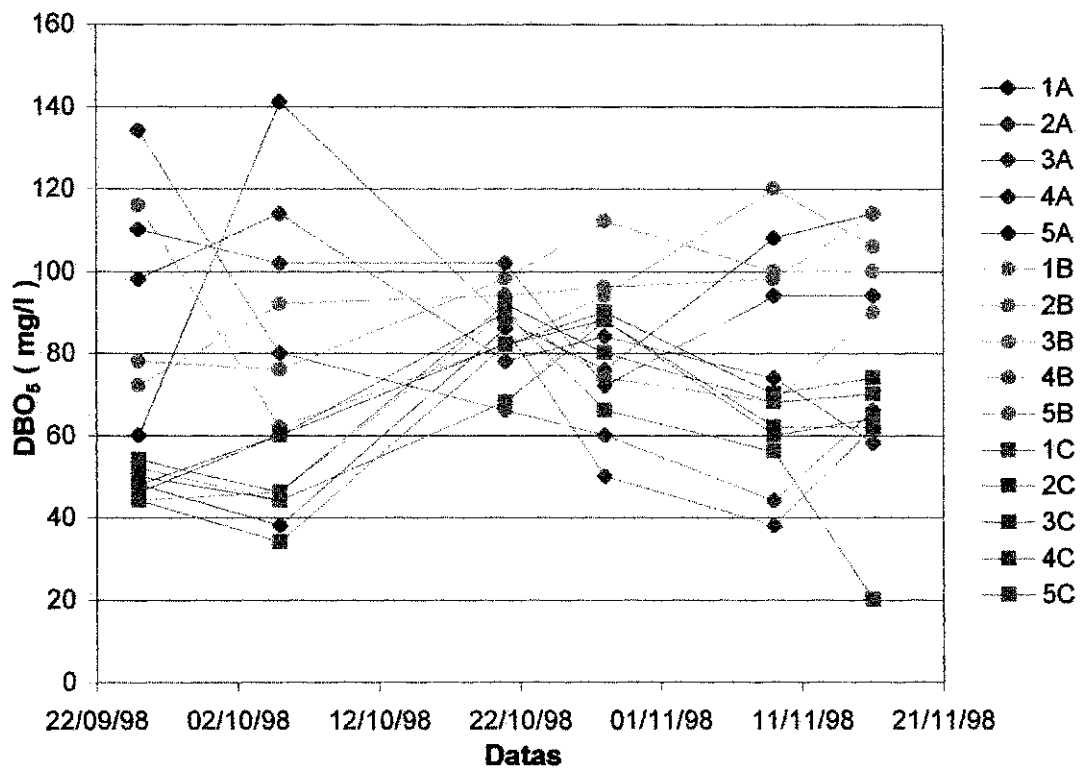


Figura 4.4 - Variação temporal de DBO₅, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.

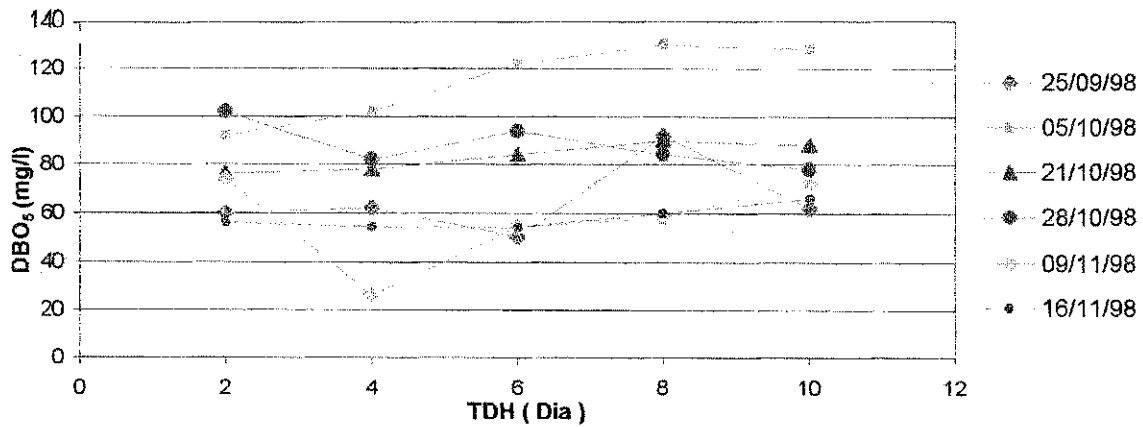


Figura 4.5a - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas no nível A pela manhã.

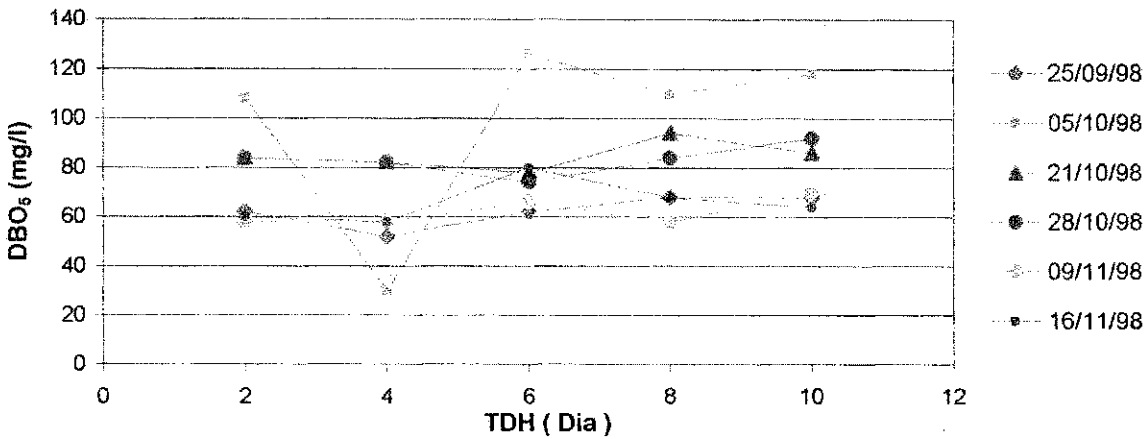


Figura 4.5b - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas no nível B pela manhã.

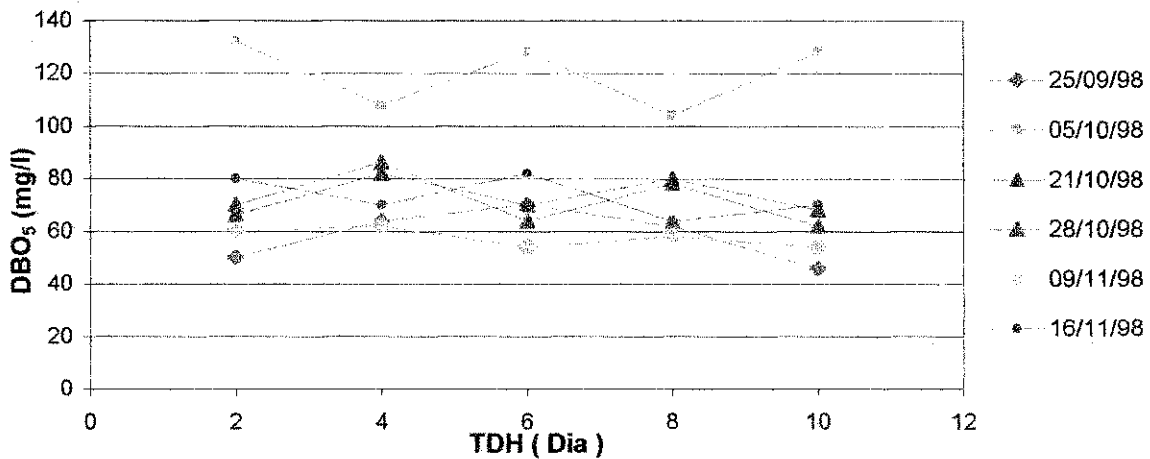


Figura 4.5c - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas no nível C pela manhã.

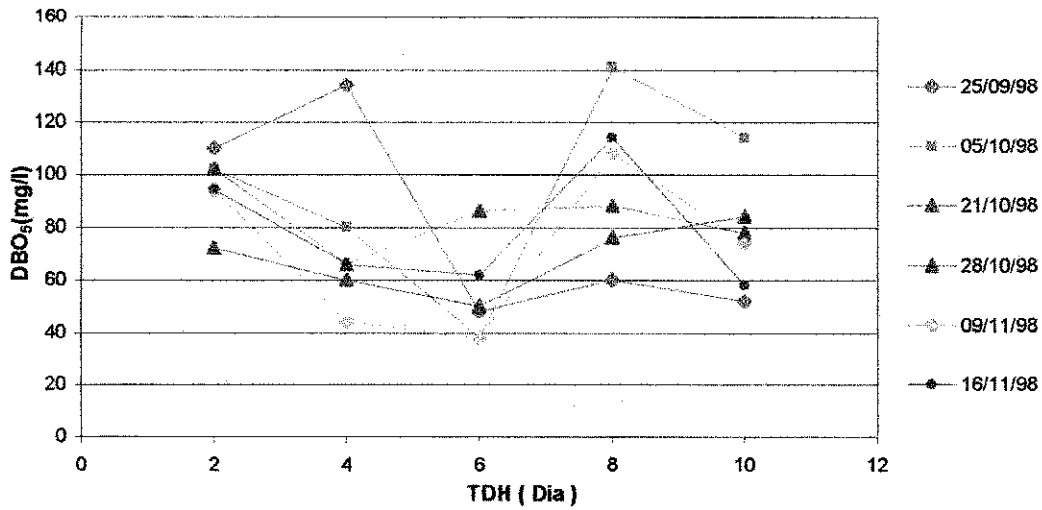


Figura 4.6a - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas no nível A à tarde.

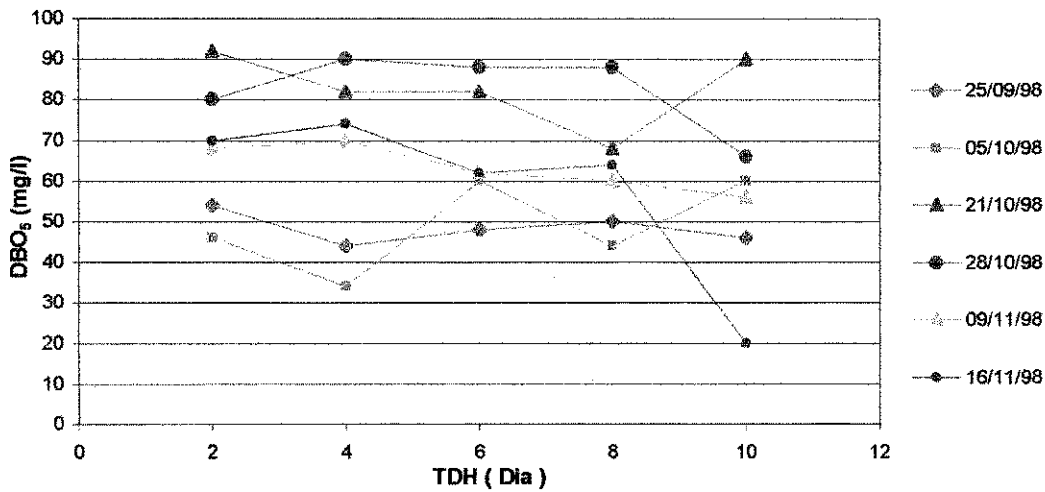


Figura 4.6b - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas no nível B à tarde.

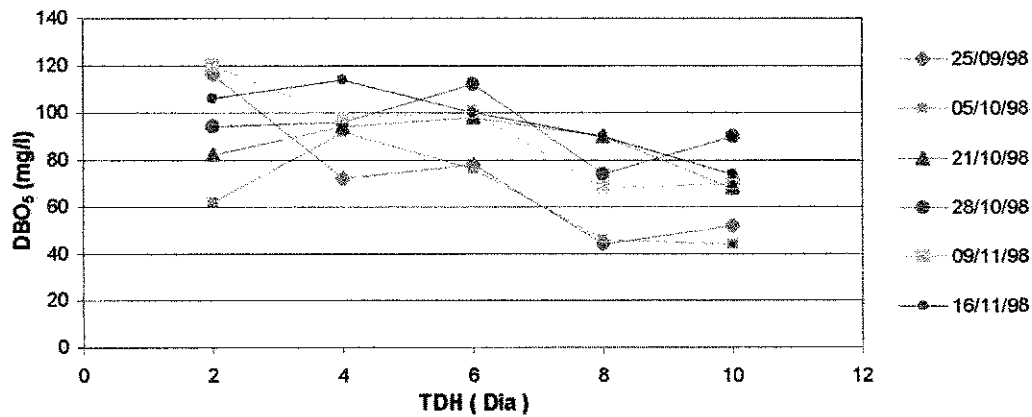


Figura 4.6c - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas no nível C à tarde.

Tabela 4.2 – Medidas de dispersão (mg/l) de DBO₅ e SS, pela manhã e à tarde, na massa líquida da lagoa F29.

DATAS	DBO ₅			SS		
	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
25/09/98-M	10,98	40	92	9,62	74	110
05/10/98-M	12,69	92	132	7,81	84	112
21/10/98-M	8,00	66	94	16,04	70	126
28/10/98-M	10,77	62	102	19,19	94	172
09/11/98-M	6,73	54	74	11,98	70	112
16/11/98-M	9,31	54	82	10,46	64	104
25/09/98-T	30,04	44	134	116,94	40	430
05/10/98-T	31,28	34	141	249,02	52	448
21/10/98-T	10,88	66	102	86,88	56	274
28/10/98-T	15,60	50	112	80,26	112	402
09/11/98-T	23,70	38	120	66,64	53	281
16/11/98-T	25,31	20	114	47,50	64	191

* M – Manhã; T - Tarde

Tabela 4.3 – Medidas de dispersão (mg/l) de DBO₅ e SS, nos diferentes níveis da massa líquida da lagoa F29 à tarde.

PERÍODO	DBO ₅			SS		
	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Tarde						
Nível A	27,07	38	141	27,07	82	448
Nível B	21,35	44	120	21,35	60	152
Nível C	17,96	20	92	17,96	40	150

4.2.2 DQO

O comportamento geral da DQO foi bastante semelhante ao da DBO_5 . Pela manhã, os dados apresentaram tendência de uniformidade, tanto com relação aos níveis e pontos de cada experimento individualmente, como ao longo de todas as datas estudadas, variando as concentrações de 100 a 339 mg/l, com exceção do ponto 3A, no dia 28/10/98, cujo valor foi de 466 mg/l. Isto pode ser observado na Figura 4.7.

À tarde, também seguindo o modelo da DBO_5 , a DQO do nível A se destacou, assumindo, além das maiores concentrações, tendência à dispersão, variando suas concentrações de 173 a 595 mg/l. Os níveis B e C apresentaram uniformidade dos dados tanto em cada dia individualmente, quanto ao longo de todo o período experimental, estando o intervalo de variação (161 a 313 mg/l) situado dentro do intervalo observado no período da manhã, como pode ser visto nas Figuras 4.7 e 4.8.

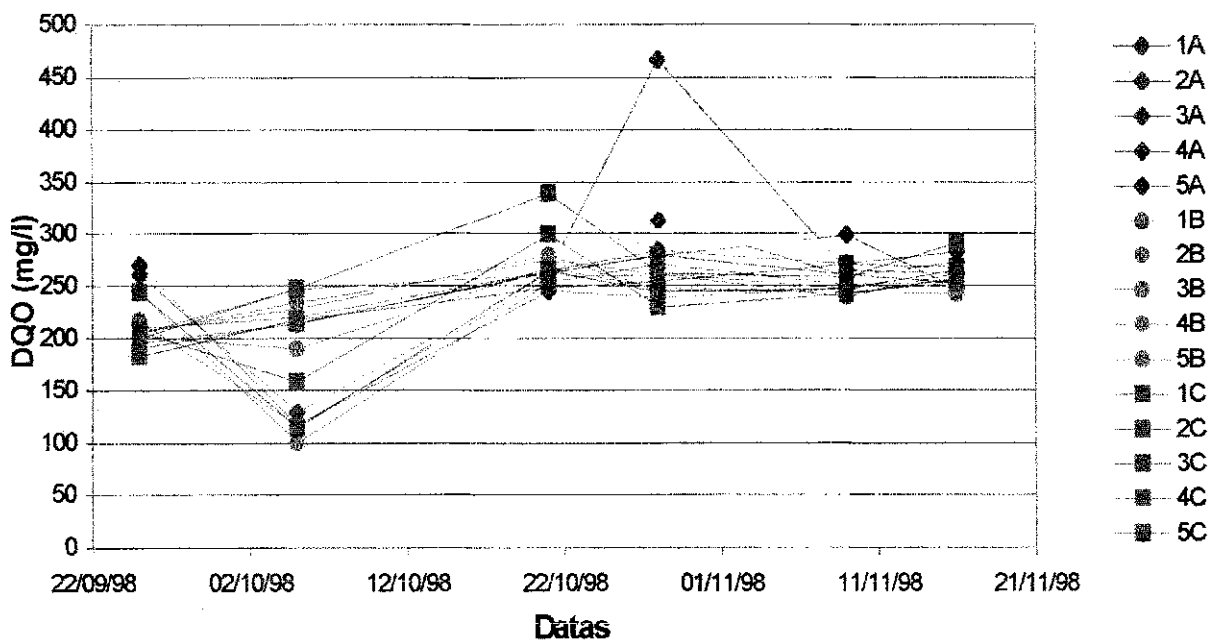


Figura 4.7 – Variação temporal de DQO, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.

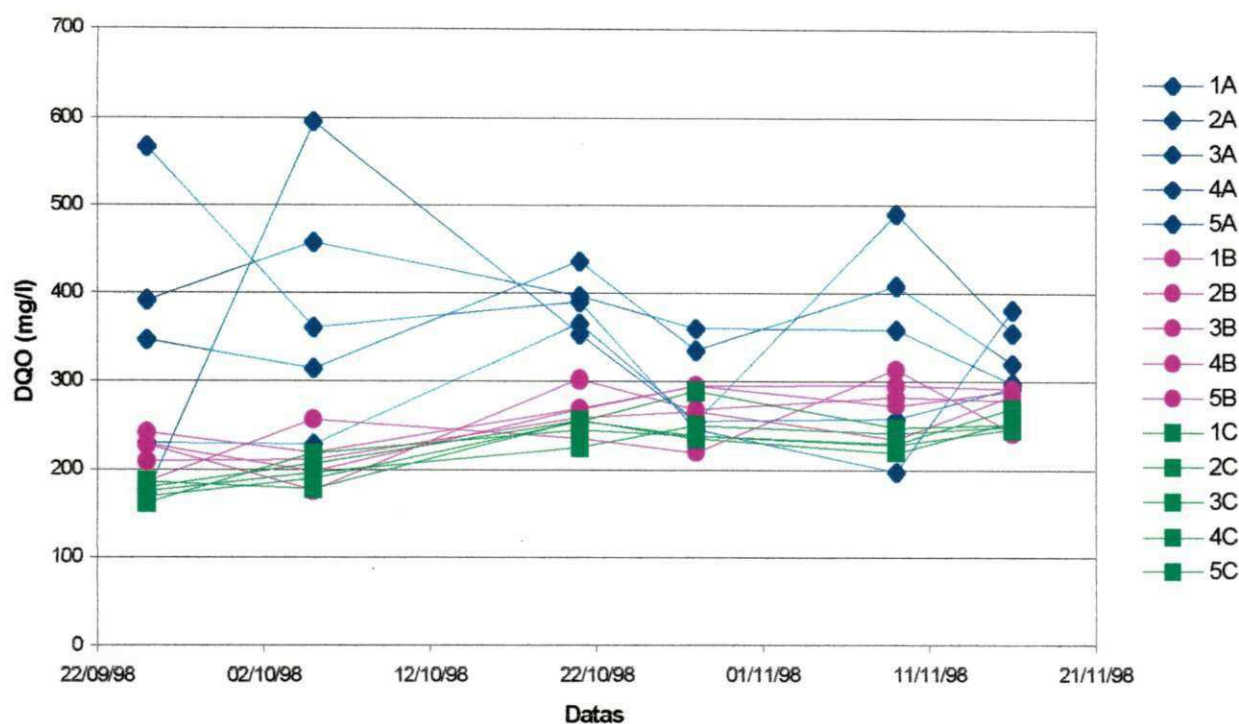


Figura 4.8 – Variação temporal de DQO, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.

4.2.3 Sólidos suspensos

Pela manhã, os níveis A, B e C em toda a extensão longitudinal da lagoa apresentaram uniformidade nas concentrações dos sólidos suspensos, em todos os dias analisados. Mostraram também essa tendência durante o período experimental, com exceção do dia 28/10/98, em que a maioria dos valores das suas concentrações ultrapassaram o intervalo comum aos outros dias, compreendido entre 64 e 126 mg/l, como pode ser observado na Figura 4.9.

Como na DBO_5 , essa homogeneidade na concentração dos sólidos suspensos pela manhã foi devida à condição de mistura predominante e à pouca incidência de luz solar, resultando em uma quantidade limitada de algas em suspensão.

As variações das concentrações dos dias estudados foram de 74 a 110, 84 a 112, 70 a 126, 94 a 172, 70 a 112 e 64 a 104 e os desvios padrões correspondentes foram 9,26; 7,81; 16,04; 19,19; 11,98 e 10,46, todos em mg/l, entre o primeiro e o último experimentos, ao longo do período experimental (ver Tabela 4.2).

A Figura 4.10 mostra a tendência do nível A, próximo à camada superficial a apenas 5 cm, apresentar, à tarde, as maiores concentrações. Isto ocorreu como consequência da presença de algas, cianobactérias e microcrustáceos nessa camada, que é aeróbia e recebe maior incidência de luz solar. O intervalo de variação deste nível foi de 82 a 448 mg/l, com desvio padrão de 27,07 mg/l, durante todo o período experimental, mostrado na Tabela 4.3.

A comparação, na mesma figura, entre o nível A e os níveis B e C demonstra uma tendência de uniformidade apresentada por esses últimos níveis, tanto nas datas individualmente, como ao longo de todo o período experimental. As concentrações dos níveis B e C são mais baixas do que do nível A, variando o nível B de 60 a 152 mg/l e o nível C de 40 a 150 mg/l, com desvios padrões de 21,35 e 17,96, em mg/l, respectivamente (Tabela 4.3).

Essa tendência dos níveis B e C para valores mais baixos, como também à homogeneidade é devida provavelmente, à menor incidência de luz solar no nível B e à completa ausência dessa radiação no nível C, havendo uma menor produtividade de algas em suspensão, principal causa, nesse tipo de lagoa, das altas concentrações de sólidos em suspensão.

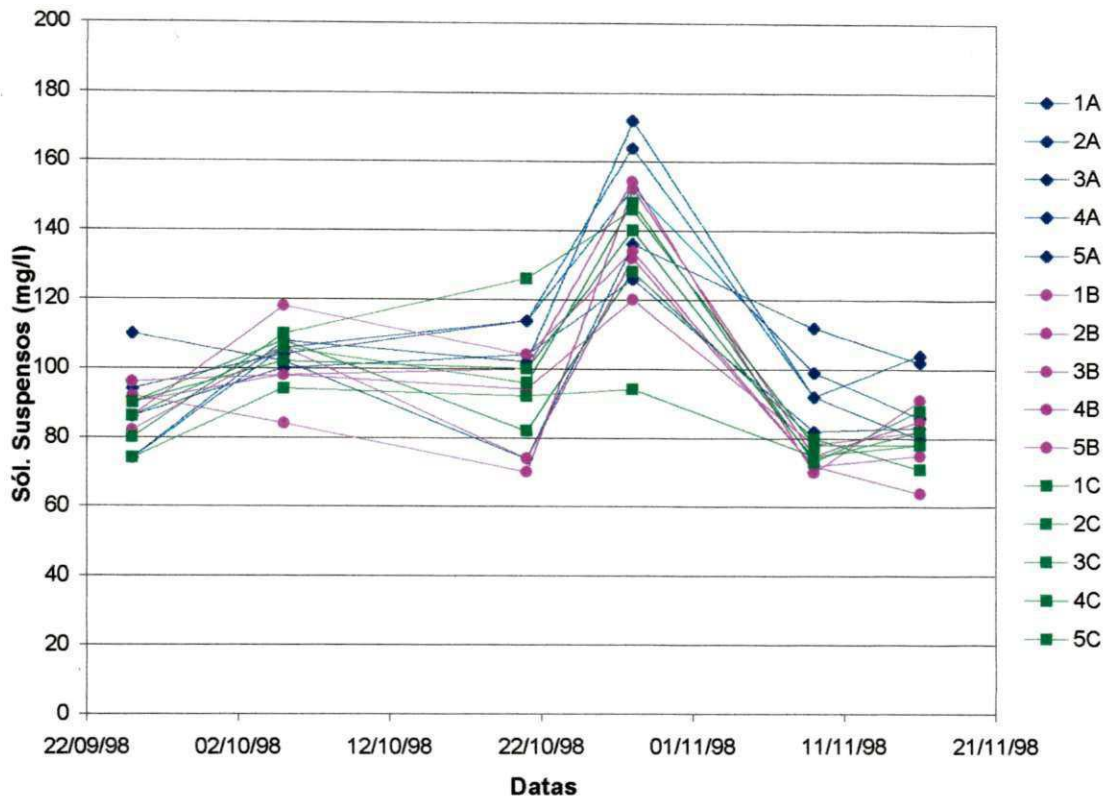


Figura 4.9 - Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 pela manhã, durante todo o período experimental.

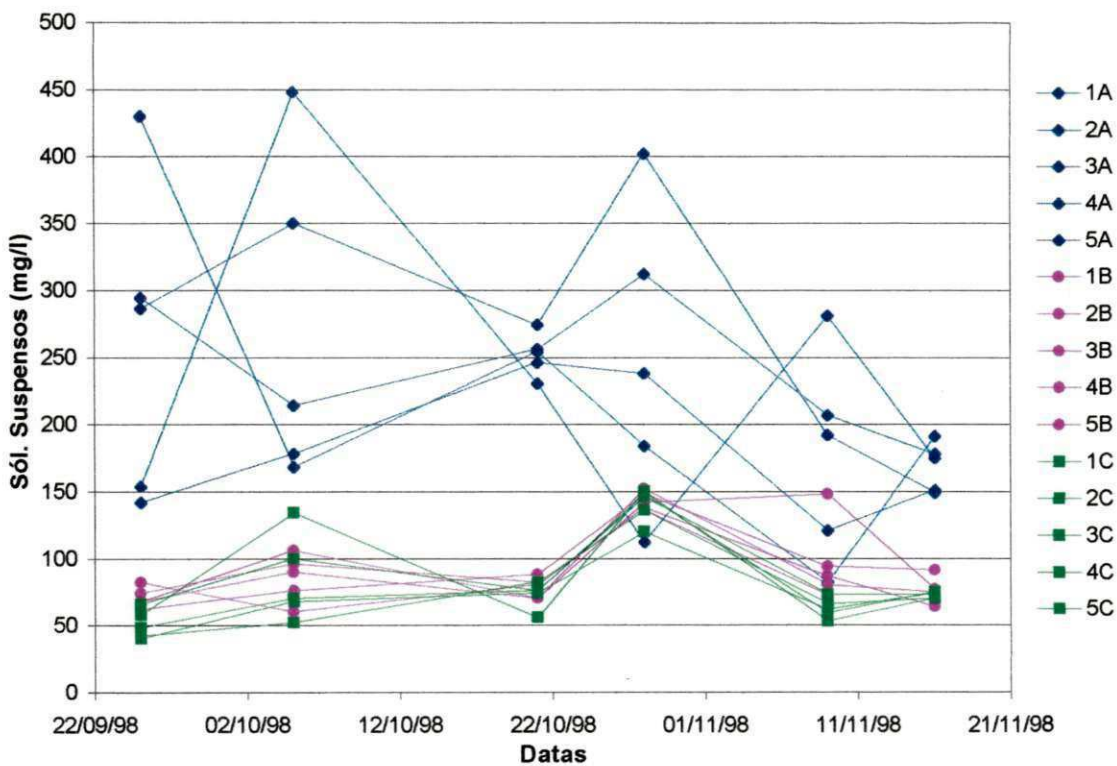


Figura 4.10 - Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 à tarde, durante todo o período experimental.

4.2.4 Clorofila "a"

Na Figura 4.11 estão expostas as concentrações de clorofila a, dos diferentes pontos e níveis, ao longo do período experimental, no horário da manhã. É possível observar uma tendência das concentrações de clorofila a serem mantidas dentro de uma faixa relativamente restrita (131 a 1010 $\mu\text{g/l}$), para esse parâmetro.

As variações das concentrações nesse período do ciclo diário, para os dias 25/09/98; 05/10/98; 21/10/98; 28/10/98; 09/11/98 e 16/11/98 foram, em $\mu\text{g/l}$, respectivamente, de 131 a 335; 324 a 866; 273 a 681; 180 a 721; 295 a 684 e 239 a 1010. Os desvios padrões correspondentes foram de 60,7; 156,7; 118,3; 163,4; 384,1 e 199,7, também em $\mu\text{g/l}$. O dia 09/11/98 apresentou como exceção o ponto 4A, localizado no nível A, a 5cm da superfície e com o tempo de detenção médio de 8 dias, cuja concentração foi de 1875 $\mu\text{g/l}$.

Pela manhã, os valores das concentrações de clorofila a apresentaram leve tendência de diminuição ao longo da profundidade.

À tarde, foi observado que as concentrações de biomassa do fitoplâncton, em termos de clorofila a, foram bem maiores na camada mais superficial, o nível A, localizado a 5cm da superfície. O aumento na concentração desse nível, no período da tarde está associado à influência de maior quantidade de radiação fotossinteticamente ativa que intensifica a fotossíntese e conseqüentemente a produção de algas, causando também grandes discrepâncias como pode ser observado nos dias 25/09/98 e 05/10/98, na Figura 4.12. O intervalo de variação de clorofila a desse nível foi de 135 a 8270 $\mu\text{g/l}$ com desvio padrão correspondente de 2176,8 $\mu\text{g/l}$.

Os níveis B e C, à tarde, mantiveram a uniformidade e valores das concentrações bastante similares aos da manhã. Os intervalos de variação desses níveis foram de 151 a 1054 $\mu\text{g/l}$ para o nível B e 171 a 455 $\mu\text{g/l}$ para o nível C, com os respectivos desvios padrões de 179,5 e 82,1, em $\mu\text{g/l}$.

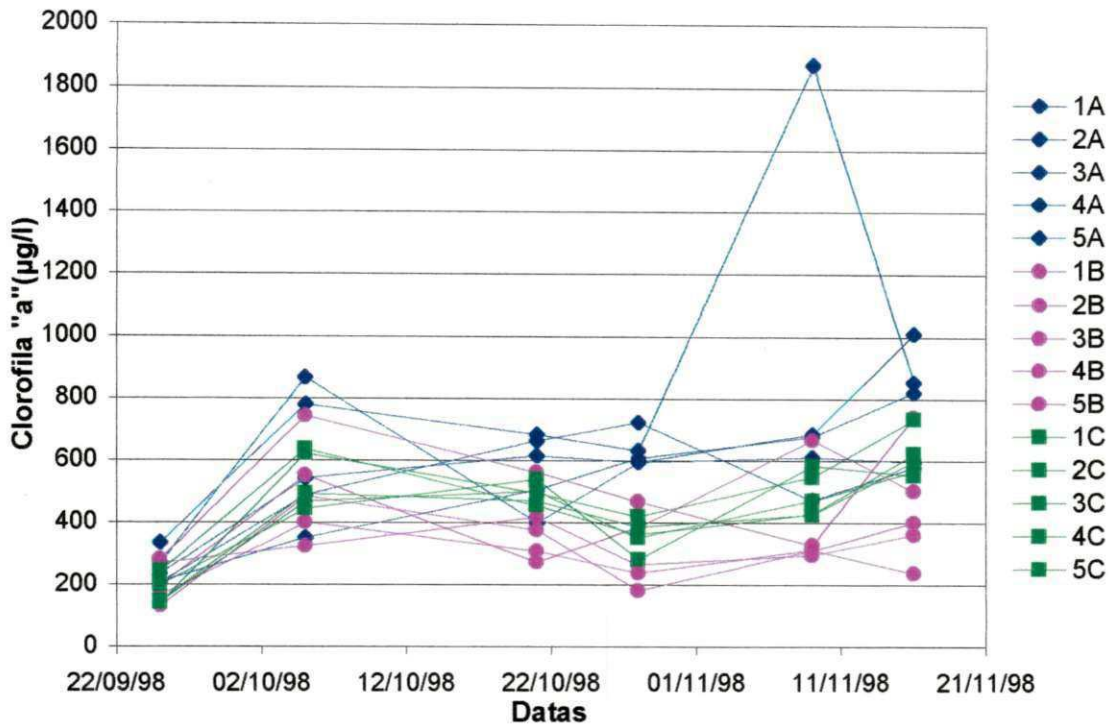


Figura 4.11 - Variação temporal das concentrações de clorofila a, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 pela manhã, durante todo o período experimental.

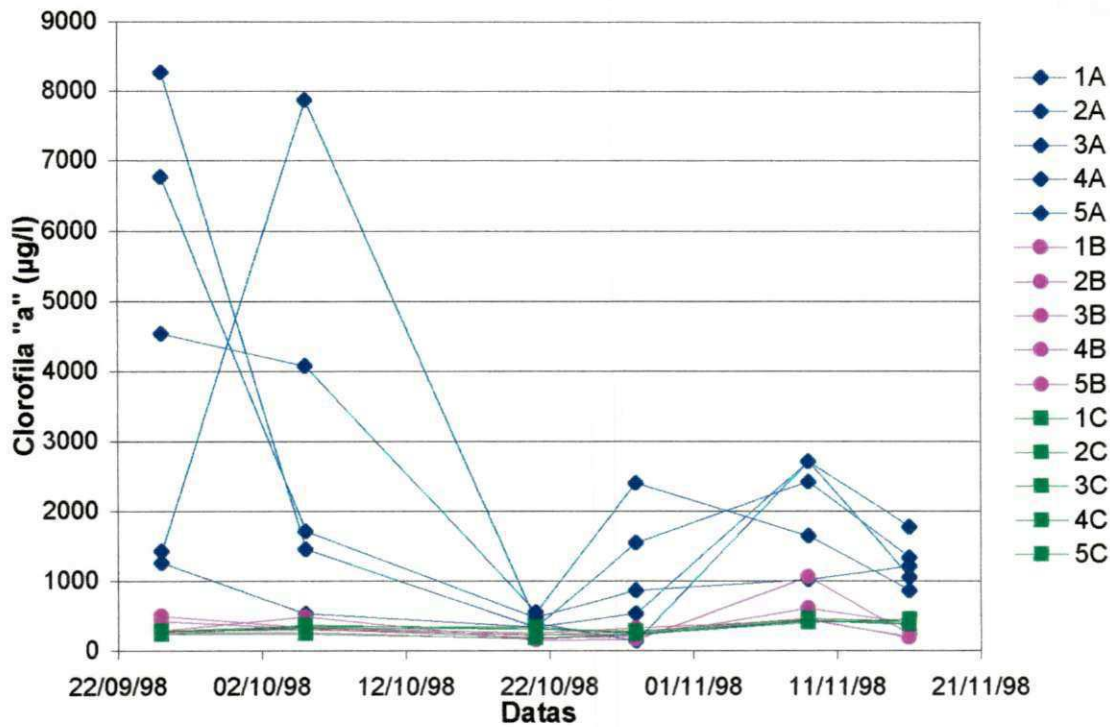


Figura 4.12 - Variação temporal das concentrações de clorofila a, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 à tarde, durante todo o período experimental.

4.2.5 Ácidos voláteis

O comportamento apresentado pela lagoa, no horário da manhã, durante todo o período experimental é mostrado na Figura 4.13, que apresenta os valores das concentrações de ácidos voláteis em todos os níveis e pontos. Pela manhã, todas as concentrações medidas foram superiores a 10 mgCH₃COOH/l, variando de 11,66 a 68,23 mgCH₃COOH/l e como pode ser percebido na Figura 4.13, não houve tendência de uniformidade em todo o período estudado. Contudo, pode ser observado na Figura 4.15a que as concentrações no nível A, ao longo do eixo longitudinal da lagoa são bastante uniformes, quando analisados os dias estudados separadamente. As concentrações dos níveis B e C também estão mostradas na mesma Figura (b e c), havendo apenas uma leve tendência de uniformidade, em cada data individualmente.

Os intervalos dos valores foram 21,69 a 37,86; 11,66 a 50,53; 31,84 a 61,70; 39,63 a 59,44; 44,00 a 68,23 e 38,99 a 55,31, em mgCH₃COOH/l na seqüência cronológica dos experimentos e os desvios padrões correspondentes a cada um daqueles intervalos foram 4,75; 4,26; 8,48; 5,25; 7,16 e 4,83, mgCH₃COOH/l.

A Figura 4.14, que retrata o comportamento da lagoa no período da tarde, mostrou que o nível B (localizado a 50 cm da superfície da lagoa) e o C (no fundo da lagoa) apresentaram concentrações de ácidos voláteis bastante superiores ao nível A (localizado na superfície da lagoa), isto é provavelmente devido a estes níveis inferiores estarem localizados na zona mais anaeróbia da lagoa.

O nível A apresentou os dados mais uniformes durante todo o período amostral, possuindo também os mais baixos valores, como pode ser melhor observado na Figura 4.16a, sendo isto decorrente do fato deste nível estar numa camada que é aeróbia neste período do dia, não ocorrendo formação de ácidos orgânicos voláteis, que são produzidos apenas na digestão anaeróbia, além desta camada se tornar propícia à sua oxidação.

Nos níveis B e C (Figura 4.16b e c) foram medidas as concentrações mais altas desses ácidos por estarem numa camada anaeróbia, onde pela fermentação ácida (primeira fase da digestão anaeróbia) os compostos orgânicos hidrolisados são convertidos em ácidos voláteis. As concentrações no nível B se sobressairam, por

este nível estar mais afastado da camada de lodo do fundo da lagoa, na qual a presença das bactérias anaeróbias é mais acentuada e a fermentação metanogênica (segunda fase da digestão anaeróbia) é mais ativa, convertendo mais rapidamente ácidos voláteis para metano e dióxido de carbono.

Os intervalos das concentrações, em cada uma das datas individualmente foram 9,65 a 55,99; 9,69 a 34,87; 7,74 a 55,51; 9,06 a 60,45; 8,24 a 74,64 e 8,75 a 70,58, em mgCH₃COOH/l, entre o primeiro e o último experimentos ao longo do período experimental. Os desvios padrões correspondentes aos intervalos de concentrações mencionados acima foram, respectivamente, 17,12; 8,86; 19,55; 17,86; 23,87 e 26,16, também em mgCH₃COOH/l.

A concentração de ácidos voláteis da lagoa apresentou tendência de aumento em relação ao que se podia esperar do esgoto bruto, que conforme Costa (1998) é, em média, menor que 20 mg CH₃COOH/l, com exceção do nível A, à tarde, cujos valores foram, na maioria das vezes, inferiores a este. Isto se dá como consequência do processo da digestão anaeróbia. Esta tendência de aumento não deve ser considerada um fator de risco para o funcionamento da lagoa, porque estas concentrações estão dentro da faixa aceitável de valores de ácidos voláteis, que é de até 250 mgCH₃COOH/l (*ibid.*).

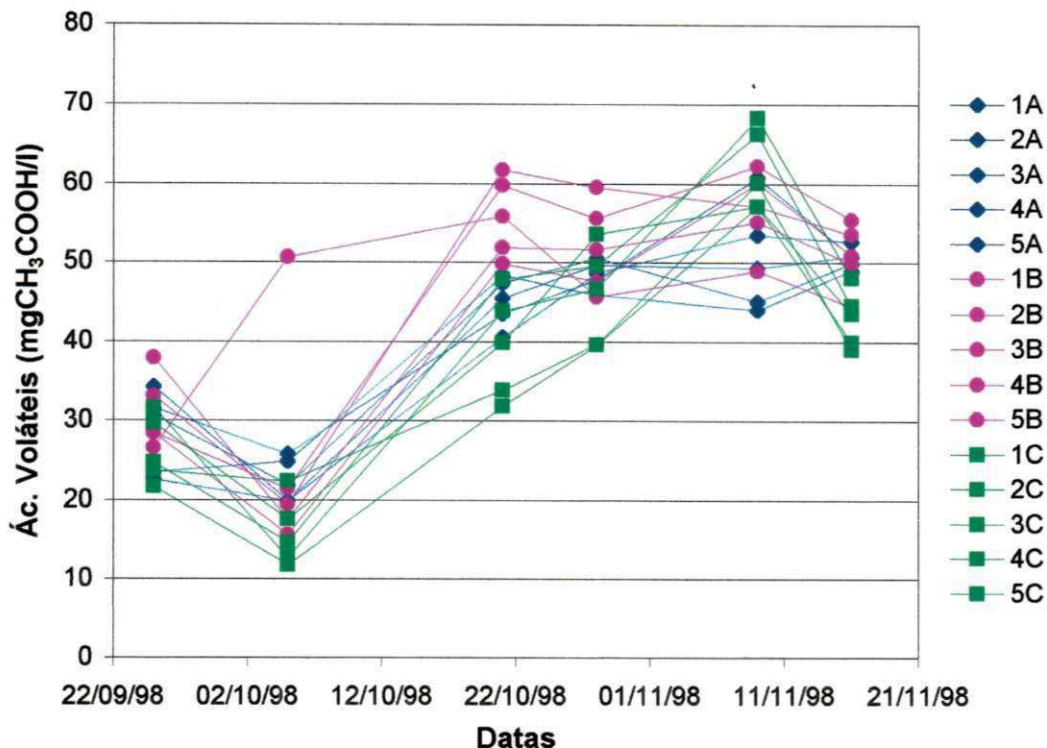


Figura 4.13 - Variação temporal das concentrações de ácidos voláteis, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 pela manhã, durante todo o período experimental.

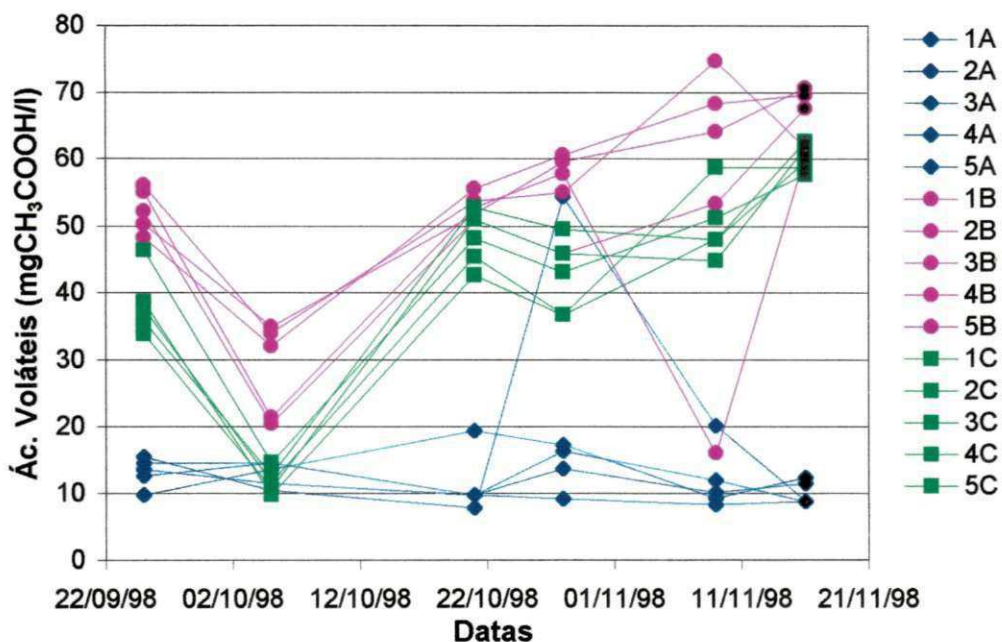


Figura 4.14 - Variação temporal das concentrações de ácidos voláteis, nos diferentes níveis da profundidade da lagoa F29 à tarde, durante todo o período experimental.

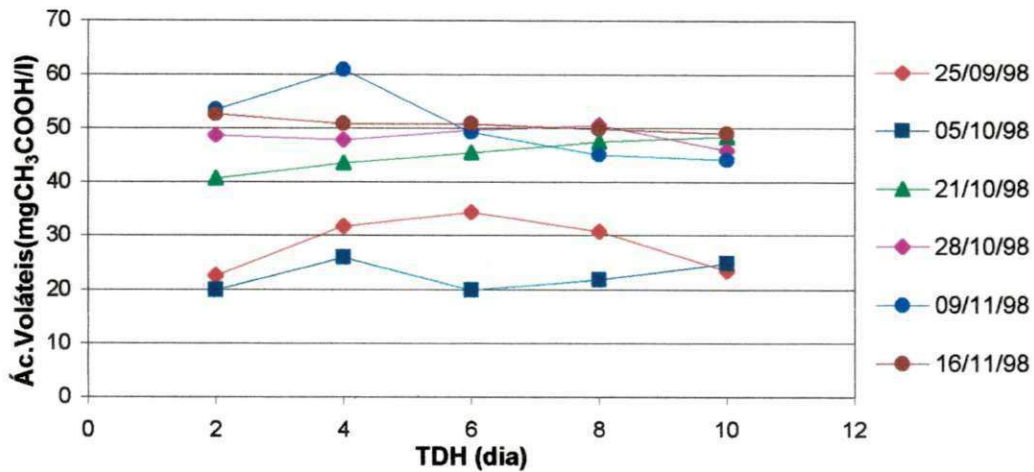


Figura 4.15a - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível A pela manhã.

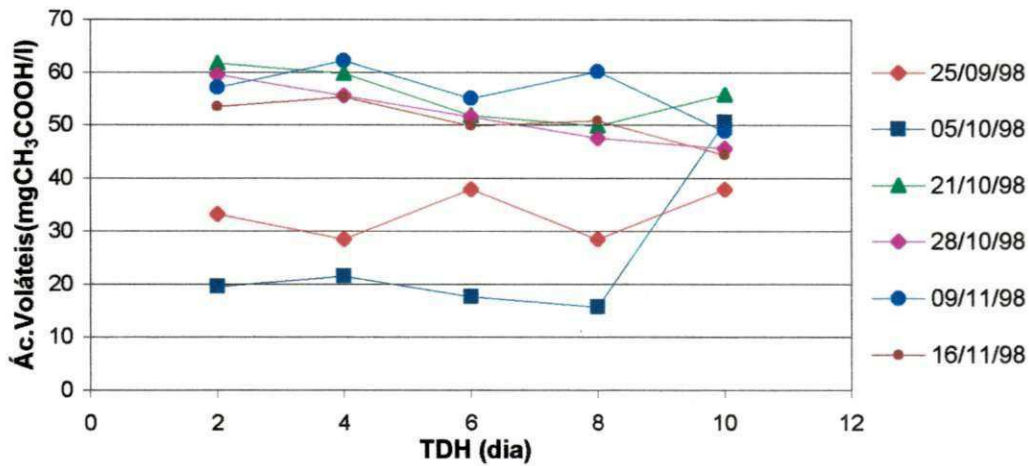


Figura 4.15b - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível B pela manhã.

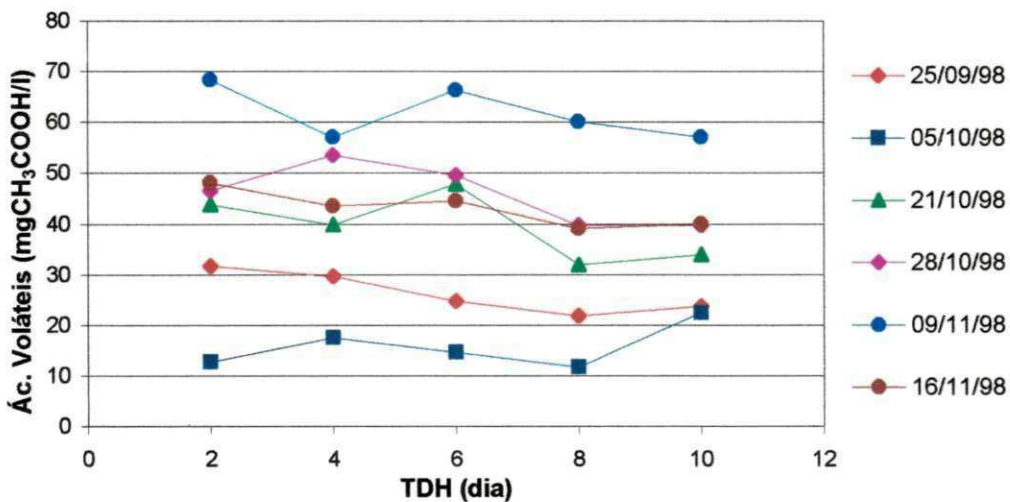


Figura 4.15c - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível C pela manhã.

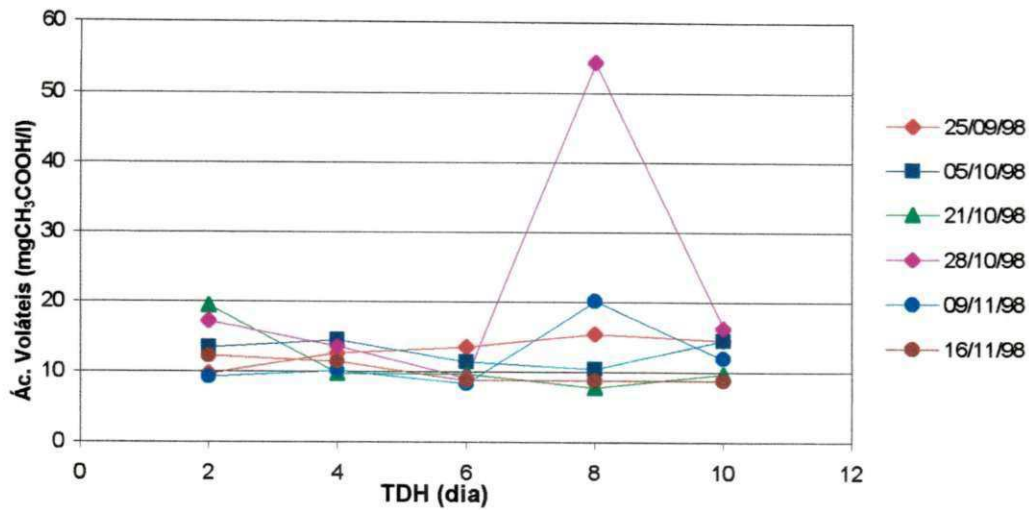


Figura 4.16a - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível A à tarde.

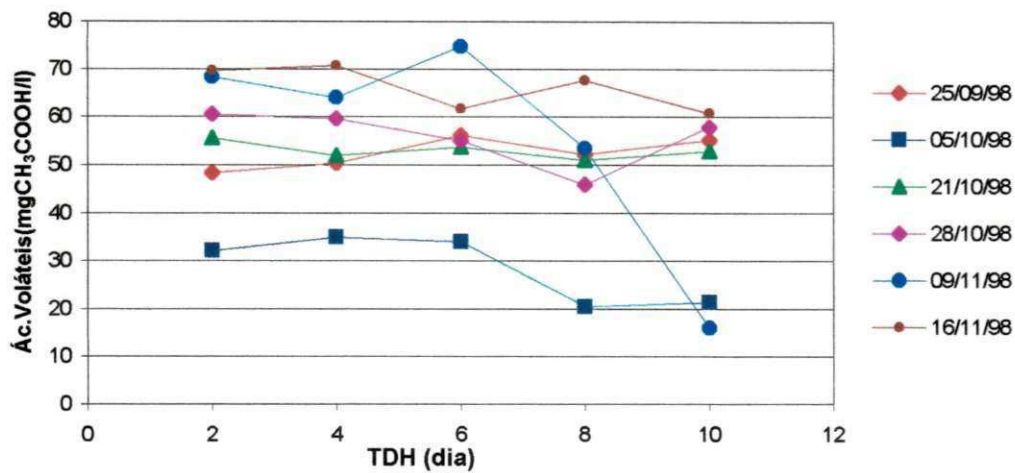


Figura 4.16b - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível B à tarde.

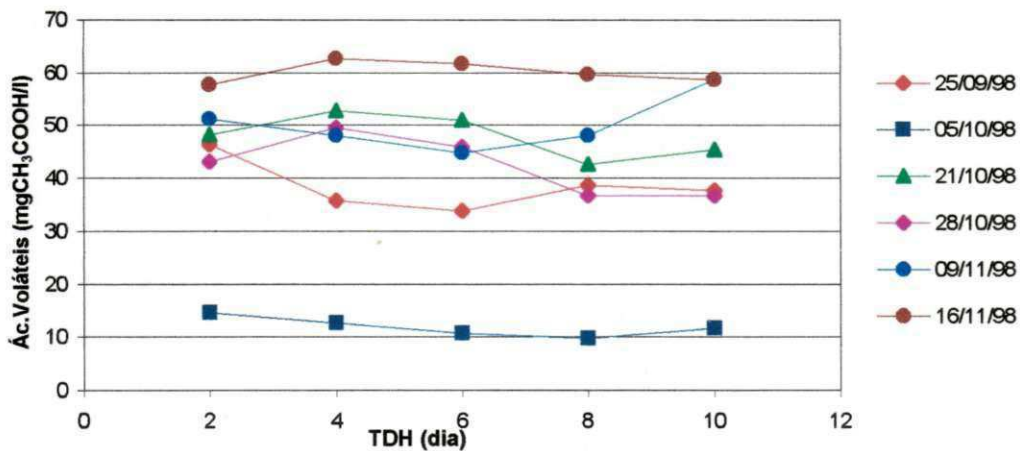


Figura 4.16c - Variação temporal de ácidos voláteis com base nas concentrações obtidas no nível C à tarde.

4.2.6 Oxigênio dissolvido

Pela manhã, a lagoa demonstrou estar num estado de anaerobiose em toda a sua extensão e profundidade, durante o período experimental. Isto é um reflexo das condições que prevalecem durante a noite, pois, no período noturno, as reações de biodegradação predominam, particularmente fermentação e respiração anaeróbia, sendo observada uma diminuição sensível de biossínteses, as quais tendem a ocorrer predominantemente durante o dia, particularmente a fotossíntese. A Figura 4.17 mostra esse comportamento, tendo a concentração de oxigênio dissolvido, em todo o período analisado, variado de 0,0 a 0,2 mg/l.

A Figura 4.18 apresenta os dados encontrados à tarde nos mesmos dias e níveis do período analisado pela manhã. Os níveis B e C (a 50 e 200 cm de profundidade, respectivamente) apresentaram a mesma tendência de anaerobiose encontrada pela manhã, variando os teores de oxigênio entre 0,0 e 0,5 mg/l em todo o período estudado. Contudo, o nível A (a apenas 5 cm da superfície) apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido, chegando muitas vezes a ultrapassar a concentração de 20 mg/l, estando isto associado à presença em abundância de algas, que produzem oxigênio molecular durante sua atividade fotossintética, tornando a superfície das lagoas facultativas aeróbia durante o dia.

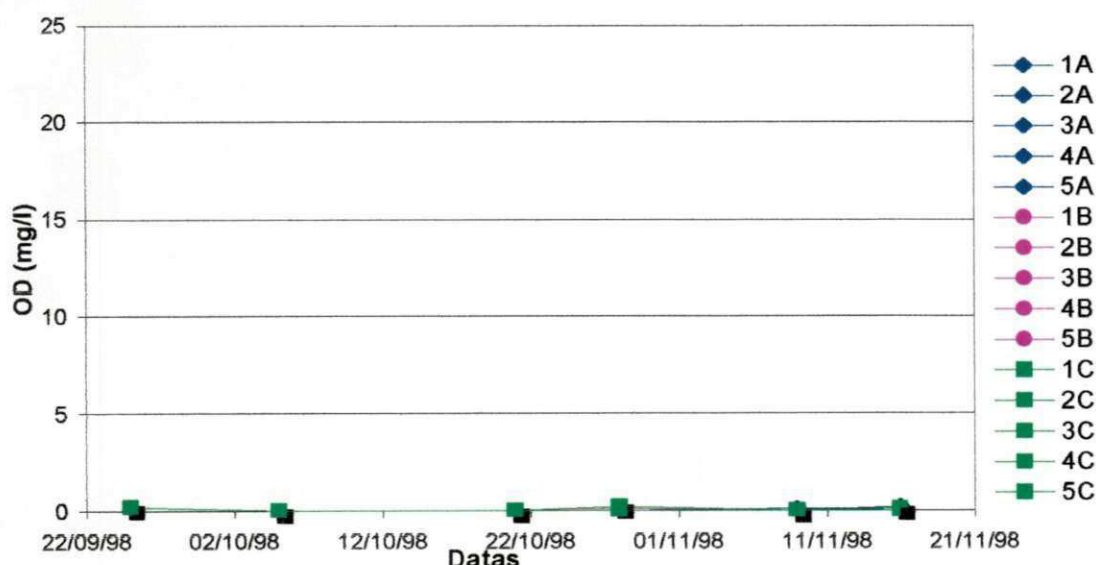


Figura 4.17 – Variação temporal de OD, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.

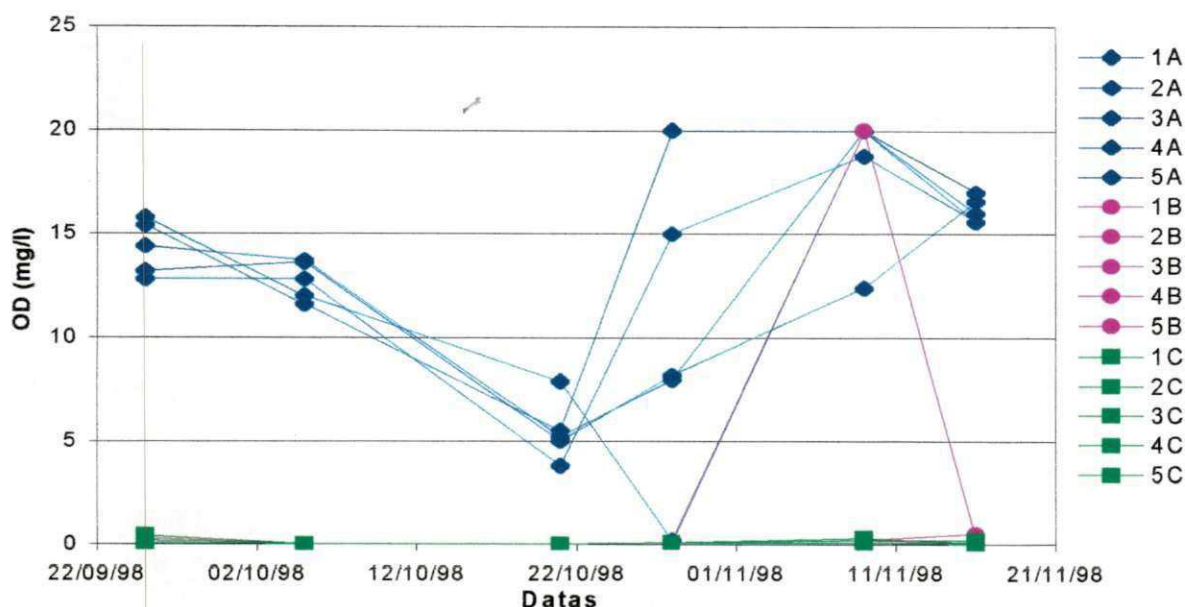


Figura 4.18 – Variação temporal de OD, com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.

4.2.7 Temperatura

A Figura 4.19 mostra o comportamento da temperatura da lagoa F29 ao longo do período experimental em todos os níveis estudados, pela manhã. A análise da referida figura demonstra uma forte tendência à uniformidade da temperatura em toda a lagoa, como pode ser confirmado pelos intervalos de variação de cada dia estudado, que foram 23 a 24; 23 a 25; 24 a 25; 25 a 25; 26 a 26 e 25 a 26, em °C, na seqüência cronológica dos experimentos. Os desvios padrões correspondentes, também em °C, foram de 0,26; 0,62; 0,48; 0,0; 0,0 e 0,46, respectivamente.

À tarde, a condição de estratificação térmica ocorreu, como pode ser visto na Figura 4.20. Os valores encontrados no nível A foram superiores aos dos níveis B e C, que apresentaram temperaturas bastante próximas. Em todo o período experimental, as faixas de temperatura (°C) observadas na lagoa, à tarde, foram 24 a 31; 25 a 31; 25 a 31; 25 a 32; 25 a 33 e 26,5 a 32, respectivamente, com os desvios padrões correspondentes, em °C, de 2,55; 2,47; 2,71; 2,35; 3,23 e 2,30. Este estado de estratificação foi decorrente da alta incidência de luz solar, durante o dia, associada a uma mistura deficiente da massa líquida.

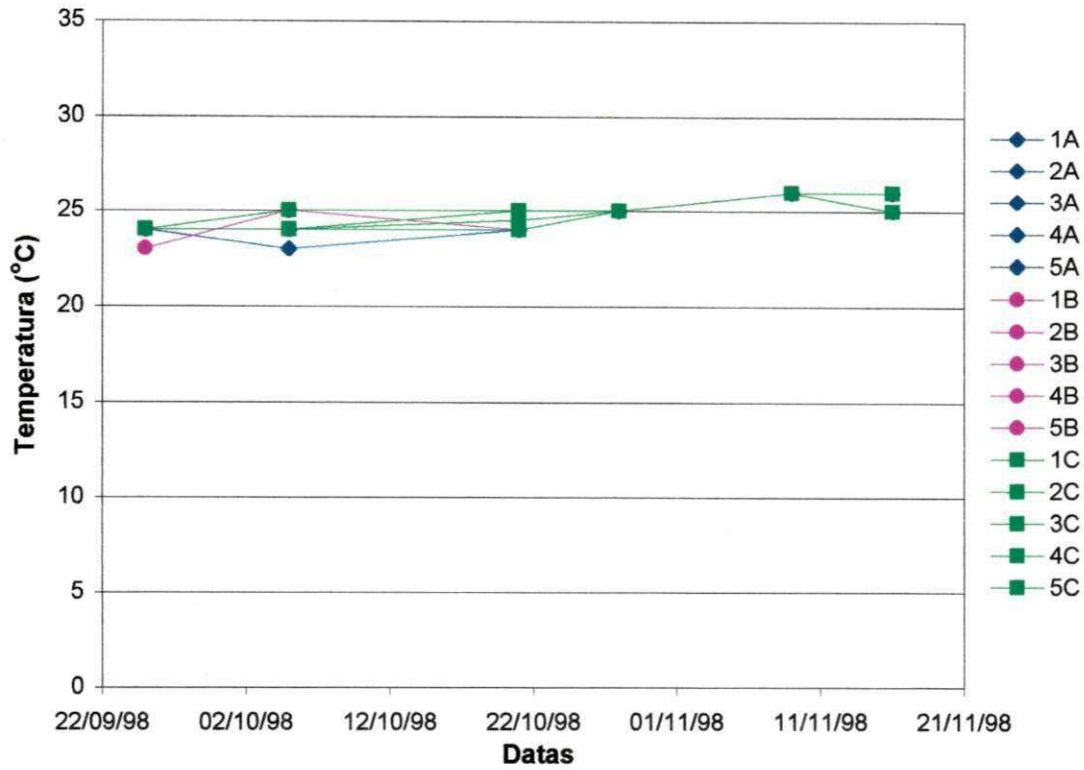


Figura 4.19 - Variação temporal da temperatura, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.

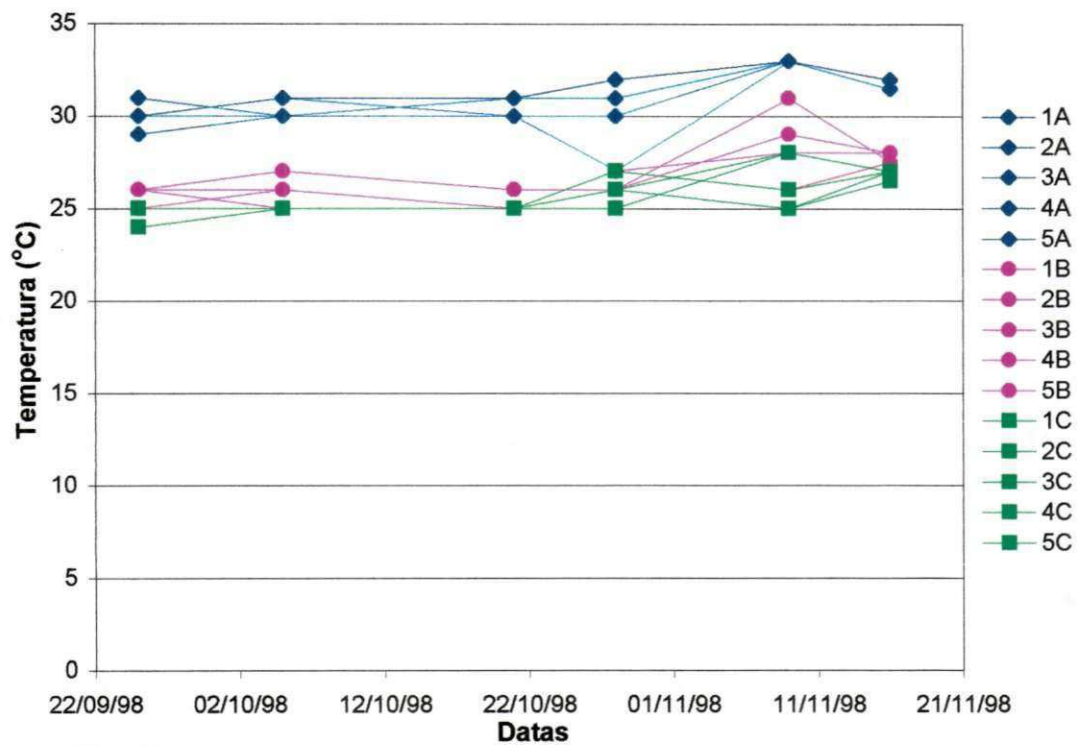


Figura 4.20 - Variação temporal da temperatura, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados à tarde, durante todo o período experimental.

4.2.8 pH

Na Figura 4.21 estão plotados os dados determinados pela manhã durante todo o período de amostragem dos três níveis estudados da lagoa F29. A figura mostra tendência à uniformidade nos níveis A, B e C da lagoa estando o pH situado numa faixa entre 7,4 e 8,18, sendo o desvio padrão de 0,24.

À tarde, o comportamento, ilustrado na Figura 4.22, mostra a existência de uniformidade dos valores de cada nível individualmente, sendo que no nível A foram encontrados os mais altos valores e nos níveis B e C, os valores estiveram situados numa faixa bastante próxima. Os intervalos de variação dos dados obtidos foram 7,48 a 8,93; 7,61 a 8,94; 7,40 a 9,09; 7,50 a 8,97; 7,66 a 8,83 e 7,32 a 8,84, para os diferentes experimentos, com os correspondentes desvios padrões de 0,61; 0,55; 0,69; 0,50; 0,55 e 0,66. Os valores mais altos encontrados no nível A, podem estar associados à atividade de uma abundante comunidade de algas, que remove, nas horas iluminadas do dia, o dióxido de carbono mais rápido do que é produzido pela ação bacteriana na degradação da matéria orgânica e recorre ao sistema carbônico. A dissociação do íon bicarbonato com produção de CO₂ libera também íons hidroxila o que eleva o pH do meio (Silva e Mara, 1979).

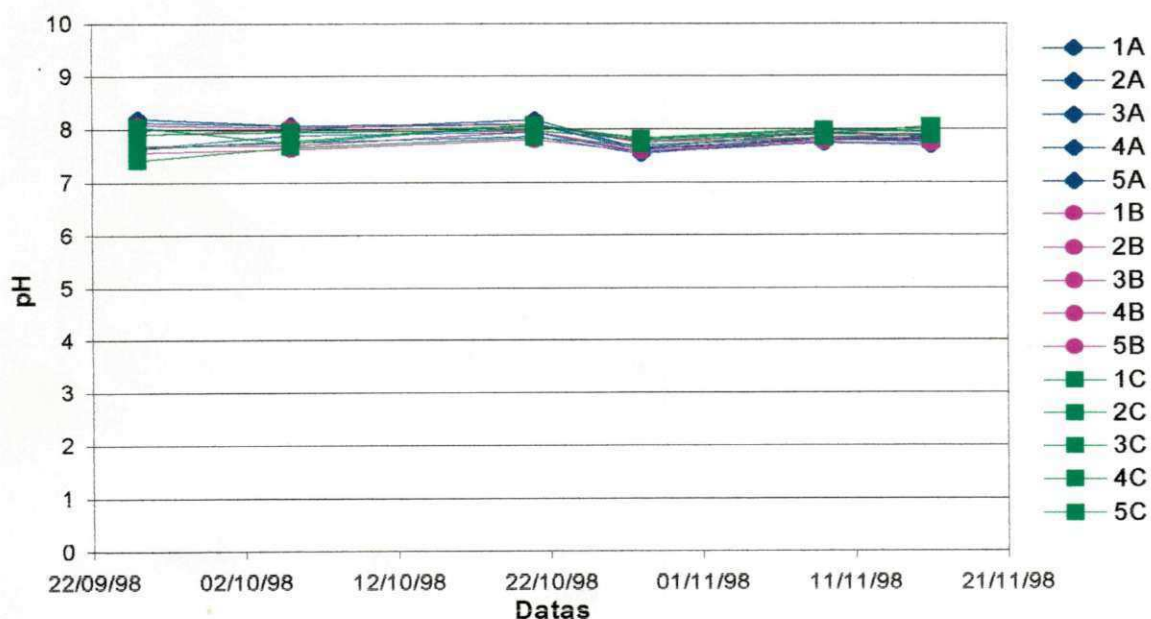


Figura 4.21 – Variação temporal de pH, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.

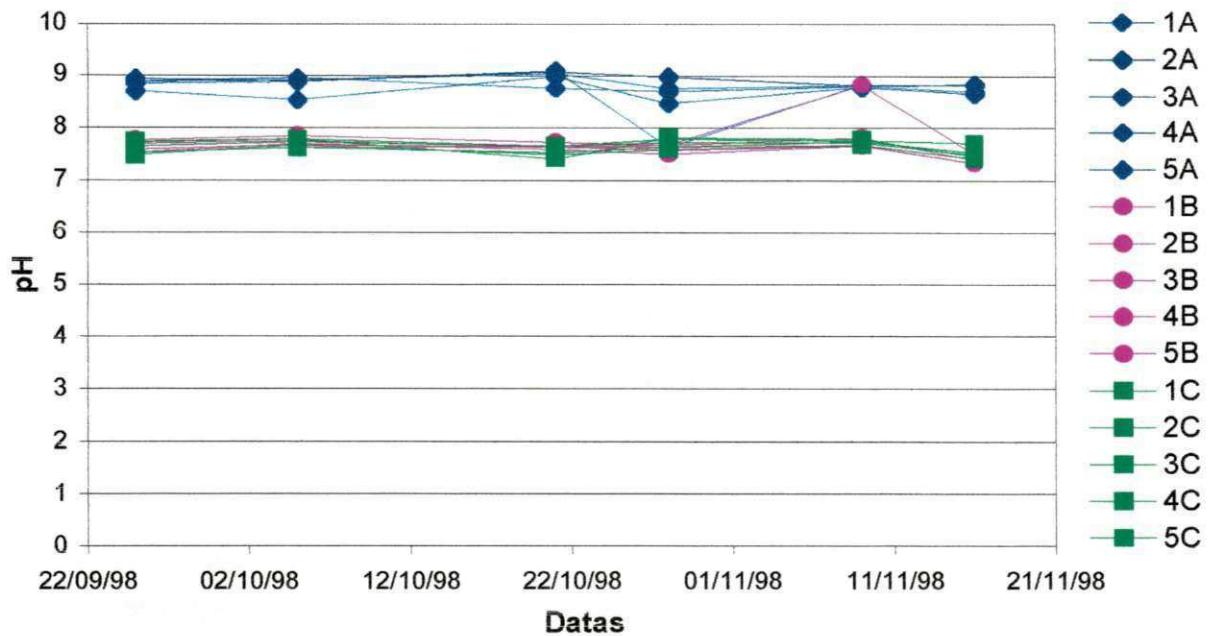


Figura 4.22 – Variação temporal de pH, com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados pela manhã, durante todo o período experimental.

4.3 Estudo de matrizes de correlação

As matrizes de correlação dos parâmetros analisados nos níveis A, B e C da lagoa F29, durante todo o período experimental, são apresentadas em tabelas conforme discriminação a seguir, nas quais estão assinalados (*) os coeficientes de correlação significativos a um nível de significância $\alpha = 0,05$:

- Tabela 4.4- Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã.
- Tabela 4.5- Matriz correlação dos dados do nível A à tarde.
- Tabela 4.6- Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã e tarde reunidos.
- Tabela 4.7- Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã.
- Tabela 4.8- Matriz correlação dos dados do nível B à tarde.
- Tabela 4.9- Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã e tarde reunidos.
- Tabela 4.10- Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã.
- Tabela 4.11- Matriz correlação dos dados do nível C à tarde.
- Tabela 4.12- Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã e tarde reunidos.

Tabela 4.4- Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	-0,269	1						
SS	* 0,354	* 0,476	1					
CL a	0,006	0,136	0,181	1				
AV	* -0,522	* 0,558	0,201	0,294	1			
pH	0,302	* -0,390	* -0,397	-0,103	* -0,379	1		
T	* -0,468	0,273	0,013	* 0,476	* 0,654	* -0,422	1	
OD	* -0,471	-0,159	* -0,464	* -0,460	-0,172	0,087	-0,054	1

Tabela 4.5- Matriz correlação dos dados do nível A à tarde.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	* 0,837	1						
SS	* 0,710	* 0,797	1					
CL a	* 0,704	* 0,609	* 0,680	1				
AV	0,050	-0,092	-0,114	-0,126	1			
pH	0,066	0,174	0,293	0,111	* -0,832	1		
T	-0,193	0,009	-0,123	-0,132	* -0,546	* 0,443	1	
OD	-0,035	0,011	-0,011	0,226	* -0,375	0,290	* 0,624	1

Tabela 4.6- Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã e tarde reunidos.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	* 0,422	1						
SS	* 0,465	* 0,802	1					
CL a	* 0,504	* 0,624	* 0,718	1				
AV	-0,214	* -0,309	* -0,561	* -0,352	1			
pH	0,132	* 0,458	* 0,674	* 0,404	* -0,871	1		
T	-0,033	* 0,499	* 0,620	* 0,364	* -0,746	* 0,872	1	
OD	0,047	* 0,442	* 0,592	* 0,459	* -0,761	* 0,834	* 0,903	1

Tabela 4.7- Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	-0,233	1						
SS	* 0,313	0,047	1					
CL a	* 0,386	-0,219	0,080	1				
AV	-0,194	* 0,531	-0,099	-0,141	1			
pH	* 0,311	-0,185	-0,208	* 0,398	-0,101	1		
T	-0,054	* 0,316	-0,237	0,289	* 0,521	-0,225	1	
OD	* -0,321	-0,140	-0,057	* -0,349	* -0,337	0,023	* -0,501	1

Tabela 4.8- Matriz correlação dos dados do nível B à tarde.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	* 0,563	1						
SS	0,140	* 0,331	1					
CL a	-0,034	0,279	0,202	1				
AV	* 0,610	* 0,356	-0,171	* -0,387	1			
pH	* -0,408	0,030	* 0,373	* 0,688	* -0,676	1		
T	0,080	* 0,436	* 0,316	* 0,552	-0,079	* 0,392	1	
OD	-0,122	0,306	* 0,367	* 0,762	* -0,450	* 0,847	* 0,628	1

Tabela 4.9- Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã e tarde reunidos.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	0,189	1						
SS	0,197	0,168	1					
CL a	0,133	0,002	0,159	1				
AV	* 0,246	* 0,472	-0,151	* -0,289	1			
pH	-0,191	-0,143	0,189	* 0,575	* -0,480	1		
T	0,128	* 0,434	0,059	* 0,302	* 0,227	-0,052	1	
OD	-0,063	* 0,230	* 0,266	* 0,538	* -0,289	* 0,597	* 0,512	1

Tabela 4.10- Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	*-0,313	1						
SS	0,239	0,033	1					
CL a	* 0,330	0,202	-0,100	1				
AV	*-0,598	* 0,577	-0,215	0,179	1			
pH	-0,132	0,206	-0,225	* 0,348	0,083	1		
T	*-0,349	* 0,429	-0,253	* 0,460	* 0,745	0,234	1	
OD	*-0,403	*-0,352	-0,062	*-0,616	*-0,326	-0,172	*-0,332	1

Tabela 4.11- Matriz correlação dos dados do nível C à tarde.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	* 0,556	1						
SS	* 0,458	* 0,410	1					
CL a	-0,295	0,207	-0,303	1				
AV	* 0,344	* 0,602	-0,131	* 0,343	1			
pH	-0,103	-0,233	* 0,341	-0,072	*-0,441	1		
T	0,135	* 0,587	0,139	* 0,551	* 0,560	-0,039	1	
OD	-0,250	-0,285	-0,242	0,130	* 0,343	0,115	0,236	1

Tabela 4.12- Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã e tarde reunidos.

	DBO ₅	DQO	SS	CL a	AV	pH	T	OD
DBO ₅	1							
DQO	0,071	1						
SS	* 0,389	* 0,263	1					
CL a	* 0,248	* 0,271	-0,025	1				
AV	-0,199	* 0,544	-0,183	0,156	1			
pH	0,097	0,168	* 0,232	* 0,439	-0,181	1		
T	-0,184	* 0,368	-0,088	0,214	* 0,621	-0,174	1	
OD	*-0,372	*-0,350	*-0,236	*-0,377	0,069	-0,196	0,118	1

O nível A, pela manhã, apresentou em sua matriz correlação 50% (14/28) dos coeficientes significativos, enquanto que pela tarde esse número foi cerca de 39% (11/28) do total. As matrizes do nível B apresentaram 39% e 64%, nos períodos da manhã e tarde, respectivamente, enquanto que os coeficientes das matrizes do nível C mostraram uma proporção de 50% pela manhã e 43% à tarde.

No estudo dessas matrizes foram examinados, inicialmente, coeficientes de correlação que foram significantes tanto no período da manhã quanto à tarde, com o objetivo de estudar correlações estáveis entre parâmetros analíticos ao longo de todo o ciclo diário. Em seguida, foram examinadas as correlações estabelecidas como consequência da mudança do estado da massa líquida. (condições de anaerobiose e mistura \longrightarrow condições de aerobiose e estratificação, principalmente nas camadas superficiais).

Numa lagoa facultativa primária os sólidos suspensos são constituídos tanto por matéria inorgânica quanto orgânica, podendo esta ser biodegradável ou não. A maior parte dessa matéria orgânica particulada é constituída por uma biomassa formada, entre outros, por algas, cianobactérias, bactérias do enxofre e até microcrustáceos. Esta biomassa é estimada com maior acuracidade pelo teste da DQO, estando esse parâmetro mais intimamente relacionado com o dos sólidos em suspensão que a DBO₅, por exemplo. Tanto para os dados coletados pela manhã como para os da tarde, considerando todos os níveis, foram verificados coeficientes de correlação muito elevados entre esses dois parâmetros (DQO,SS).

A observação de todas as matrizes correlação permite verificar que os sólidos em suspensão de uma lagoa de estabilização estão bastante relacionados com a DBO₅, a DQO e a clorofila a, formando um grupo onde predominam relações diretas (+) de concentrações.

4.3.1 Estudo dos parâmetros DBO₅, DQO, SS e clorofila "a" das matrizes de correlação dos dados do nível A

Os coeficientes de correlação entre sólidos suspensos e DBO₅ e sólidos suspensos e DQO no nível A da lagoa F29, tanto pela manhã como pela tarde foram todos positivos. Essa relação positiva é devida ao fato de aos sólidos suspensos estar associado o material biodegradável, referente à DBO₅ e também a soma deste com o não biodegradável e/ou muito lentamente biodegradável, que se refere à DQO. Existe uma correlação positiva envolvendo todo o grupo citado acima, incluindo clorofila a, apenas no período da tarde, podendo isto estar relacionado ao fato deste período do dia estar sob efeito de forte luminosidade por um tempo mais prolongado, o que provoca um aumento na produtividade de algas e, com isso, simultaneamente o aumento dos sólidos suspensos da DQO e da DBO₅.

4.3.2 Estudo dos parâmetros DBO₅, DQO, SS e clorofila "a" das matrizes de correlação dos dados do nível B

A matriz correlação dos dados do nível B pela manhã mostrou que no subgrupo de parâmetros DBO₅, DQO, SS e clorofila a, ocorreram coeficientes de correlação significativos apenas entre a DBO₅ e SS e entre DBO₅ e clorofila a, sendo ambos positivos. Já a análise realizada com os dados da tarde apresentou coeficientes de correlação positivos entre a DQO e os SS e entre a DBO₅ e a DQO. Essa menor incidência de correlações significativas pode ser explicada pelo fato do nível B estar sob menos influência da luminosidade recebida durante o dia pela lagoa, apresentando devido a isso, menor biomassa em suspensão na massa líquida.

4.3.3 Estudo dos parâmetros DBO₅, DQO, SS e clorofila "a" das matrizes de correlação dos dados do nível C

O estudo desse grupo de parâmetros na matriz correlação do nível C pela manhã, apresentou coeficientes significativos entre a DBO₅ e a DQO (-) e entre a DBO₅ e a clorofila a (+). No período da tarde, a DBO₅ e a DQO também demonstraram possuir correlação significativa, contudo positiva. Houve correlação positiva também entre a DBO₅ e os SS e entre a DQO e os SS.

4.3.4 Estudo dos parâmetros ácidos voláteis, pH, oxigênio dissolvido e DQO das matrizes de correlação dos dados dos níveis A, B e C

Um outro parâmetro que se destacou foi o de ácidos voláteis que apresentou coeficientes de correlação significativos predominantemente negativos com o pH e o oxigênio dissolvido em todos os níveis estudados (A, B e C). Isso é decorrente do processo de formação dos ácidos voláteis ser estritamente anaeróbico e ocorrer com maior eficiência em meio de neutro para ácido.

Os coeficientes significativos (8/9) entre ácidos voláteis e DQO foram predominantemente positivos (7/9) nos níveis A, B e C, provavelmente porque o teste da DQO é mais acurado na recuperação de concentrações em amostras contendo ácidos voláteis dissolvidos do que a DBO₅, por exemplo.

4.3.5 Estudo de todos os parâmetros das matrizes de correlação dos dados dos níveis A, B e C

Quando os dados obtidos pela manhã e à tarde, em cada nível, foram reunidos e analisados foram obtidos coeficientes de correlação significativos nas proporções de

86, 50 e 46 por cento, respectivamente para os níveis A, B e C. Essas matrizes-reunião representam um comportamento médio dos dados analisados ao longo do tempo e da profundidade da lagoa.

O nível A mostrou a existência de correlação positiva em todos os coeficientes significativos do subgrupo que compreende os parâmetros DBO₅, DQO, SS e clorofila a. O nível B não apresentou correlação alguma neste grupo e o nível C mostrou correlações positivas significativas para a maioria dos parâmetros do já citado grupo.

Quanto aos ácidos voláteis, apresentaram coeficientes significativos com o pH e OD, negativos nos níveis A e B, não mostrando correlação significativa no nível C. Já com a DQO, todos os níveis apresentaram coeficientes significativos; positivos para os níveis B e C e negativo para o nível A.

4.4 Análise de variância (ANOVA: fator único) dos parâmetros DBO₅, SS e ácidos voláteis

A análise de variância (ANOVA) de fator único (Sokal & Rohlf, 1981) foi aplicada aos dados dos parâmetros DBO₅, SS e ácidos voláteis com o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas entre as médias da coluna líquida ao longo do período experimental, assim como também com os dados do efluente deste mesmo período e com os do efluente da mesma lagoa durante um ciclo hidrológico completo. Essa análise fornece os elementos F e Fc (Tabela 4.13), que indicam a existência ($F \geq Fc$) ou não ($F < Fc$) de diferenças significativas entre as médias, sendo a demonstração dessas diferenças feita pela análise gráfica do método GT-2 (Figuras 4.23 a 4.25) que, numa comparação simultânea de várias médias, indica onde essas diferenças ocorrem. Nas Tabelas 4.14 a 4.16 estão listadas as médias, variâncias e números de dados amostrais relativos à DBO₅, SS e ácidos voláteis, respectivamente. Apresentam também os elementos Syi e W, úteis para a determinação dos limites de confiança (Linf e Lsup) utilizados no método GT-2.

A simbologia usada, no conjunto das Figuras (4.23, 4.24 e 4.25), para indicar as médias dos parâmetros é descrita a seguir:

- ANUAL → Média do conjunto de dados obtidos no efluente da lagoa ao longo de um ciclo completo;
- A/M → Média dos dados obtidos no nível A da lagoa, pela manhã;
- A/T → Média dos dados obtidos no nível A da lagoa, à tarde;
- B/M → Média das medições feitas no nível B, pela manhã;
- B/T → Média das medições feitas no nível B, à tarde;
- C/M → Média das concentrações obtidas no nível C, pela manhã;
- C/T → Média das concentrações obtidas no nível C, à tarde;
- A → Média do conjunto dos dados do nível A, manhã e tarde reunidos;
- B → Média do conjunto dos dados do nível B, manhã e tarde reunidos;
- C → Média do conjunto dos dados do nível C, manhã e tarde reunidos;
- EFLU/M → Média das medições feitas no efluente da lagoa, pela manhã;
- EFLU/T → Média das medições feitas no efluente da lagoa, à tarde;
- EFLU → Média do conjunto dos dados do efluente da lagoa, manhã e tarde reunidos;
- A/B/C/M → Média do conjunto de dados dos três níveis reunidos da lagoa, pela manhã;
- A/B/C/T → Média do conjunto de dados dos três níveis reunidos da lagoa, à tarde;
- A/B/C → Média do conjunto de dados dos três níveis reunidos da lagoa, manhã e tarde juntos.

ANOVA reconheceu a existência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as concentrações médias da DBO_5 da coluna líquida ao longo do tempo apenas entre grupos definidos, formando blocos. A média obtida em um ciclo anual completo foi significativamente inferior às médias dos níveis A e B durante a tarde, assim como também às médias dos dados dos mesmos níveis reunidos (manhã e tarde). Ocorreu também diferença significativa quando a média anual foi comparada com as médias dos três últimos grupos (vide Figura 4.23), que incluem os níveis A e B. Não existiu diferença significativa entre os outros grupos analisados.

Conforme mostrado na Figura 4.24, a análise de variância aplicada aos dados de sólidos suspensos mostrou a existência de diferenças significativas entre as médias do

nível A (tanto a média da tarde com as dos dados reunidos do dia todo) com a maioria dos grupos já estudados, inclusive a média do ciclo anual. Não ocorreram diferenças significativas entre as demais médias.

A análise de variância aplicada aos dados médios de ácidos voláteis (Figura 4.25) permitiu verificar a existência de diferenças significativas entre vários grupos de dados, como por exemplo a média anual que apresentou diferenças significativas com os grupos A/M, B/M, B/T C/T, B, C, A/B/C/M, A/B/C/T e A/B/C.

A análise das Figuras 4.23 a 4.25 mostrou a existência de tendência da média do ciclo hidrológico completo ser inferior às demais médias apresentadas.

Uma outra importante conclusão do estudo dos resultados da análise de variância dos parâmetros (DBO₅, SS e ácidos voláteis) foi a demonstração de que a monitoração de lagoas de estabilização com base em períodos curtos (neste caso de três meses) de coleta de amostras de efluentes se mostrou tão representativo quanto uma monitoração anual.

Tabela 4.13 – Valores da estatística F obtidos da análise dos dados amostrais dos parâmetros DBO₅, SS e ácidos voláteis.

Parâmetros	VALORES DA ESTATÍSTICA F	
	F	Fc
DBO ₅ (mg/l)	3,7	1,7
SS (mg/l)	15,9	1,7
Ácidos Voláteis (mg CH ₃ COOH/l)	17,7	1,7

Tabela 4.14 – Elementos da análise de variância de fator único para os dados de DBO₅.

Grupo	Nº de dados	Soma	Média	Variância	SYi	W	Linf	Lsup
ANUAL	49,00	2810,00	57,35	516,44	3,26	10,15	47,20	67,50
A/M	30,00	2330,00	77,67	576,85	4,16	12,97	64,69	90,64
A/T	30,00	2439,00	81,30	732,77	4,16	12,97	68,33	94,27
B/M	30,00	2284,00	76,13	431,71	4,16	12,97	63,16	89,11
B/T	30,00	2520,00	84,00	455,72	4,16	12,97	71,03	96,97
C/M	30,00	2272,00	75,73	518,82	4,16	12,97	62,76	88,71
C/T	30,00	1918,00	63,93	322,62	4,16	12,97	50,96	76,91
A	60,00	4769,00	79,48	647,07	2,94	9,17	70,31	88,66
B	60,00	4804,00	80,07	451,93	2,94	9,17	70,89	89,24
C	60,00	4190,00	69,83	448,99	2,94	9,17	60,66	79,01
EFLU/M	6,00	464,00	77,33	148,27	9,31	29,01	48,32	106,34
EFLU/T	6,00	394,00	65,67	698,27	9,31	29,01	36,66	94,68
EFLU	12,00	858,00	71,50	421,91	6,58	20,51	50,99	92,01
A/B/C/M	90,00	6886,00	76,51	498,39	2,40	7,49	69,02	84,00
A/B/C/T	90,00	6877,00	76,41	572,33	2,40	7,49	68,92	83,90
A/B/C	180,00	13763,00	76,46	532,37	1,70	5,30	71,16	81,76

Tabela 4.15 – Elementos da análise de variância de fator único para os dados de SS.

Grupo	Nº de dados	Soma	Média	Variância	SYi	W	Linf	Lsup
ANUAL	37,00	3401,00	91,92	1038,85	9,87	30,77	61,15	122,69
A/M	30,00	3148,00	104,93	607,58	10,96	34,17	70,76	139,11
A/T	30,00	6899,00	229,97	8405,07	10,96	34,17	195,79	264,14
B/M	30,00	2878,00	95,93	564,27	10,96	34,17	61,76	130,11
B/T	30,00	2750,00	91,67	821,20	10,96	34,17	57,49	125,84
C/M	30,00	2869,00	95,63	491,41	10,96	34,17	61,46	129,81
C/T	30,00	2417,00	80,57	1048,12	10,96	34,17	46,39	114,74
A	60,00	10047,00	167,45	8404,52	7,75	24,16	143,29	191,61
B	60,00	5628,00	93,80	685,62	7,75	24,16	69,64	117,96
C	60,00	5286,00	88,10	814,43	7,75	24,16	63,94	112,26
EFLU/M	6,00	586,00	97,67	319,07	24,51	76,41	21,25	174,08
EFLU/T	6,00	1276,00	212,67	16361,07	24,51	76,41	136,25	289,08
EFLU	12,00	1862,00	155,17	11188,70	17,33	54,03	101,13	209,20
A/B/C/M	90,00	8895,00	98,83	560,79	6,33	19,73	79,10	118,56
A/B/C/T	90,00	12066,00	134,07	8018,67	6,33	19,73	114,34	153,80
A/B/C	180,00	20961,00	116,45	4577,85	4,47	13,95	102,50	130,40

Apresentação e Análise dos Resultados

Tabela 4.16 – Elementos da análise de variância de fator único para os dados de ácidos voláteis.

Grupo	Nº de dados	Soma	Média	Variância	SYi	W	Linf	Lsup
ANUAL	51,00	1265,60	24,82	175,92	2,02	6,29	18,52	31,11
A/M	30,00	1227,03	40,90	143,37	2,63	8,20	32,70	49,10
B/M	30,00	1353,84	45,13	207,35	2,63	8,20	36,92	53,33
C/M	30,00	1159,15	38,64	242,70	2,63	8,20	30,43	46,84
A/T	30,00	405,83	13,53	70,20	2,63	8,20	5,32	21,73
B/T	30,00	1553,24	51,77	224,67	2,63	8,20	43,57	59,98
C/T	30,00	1253,18	41,77	247,59	2,63	8,20	33,57	49,98
A	60,00	1632,86	27,21	295,48	1,86	5,80	21,41	33,02
B	60,00	2907,08	48,45	223,58	1,86	5,80	42,65	54,25
C	60,00	2412,33	40,21	243,49	1,86	5,80	34,40	46,01
EFLU/M	6,00	216,17	36,03	157,76	5,88	18,34	17,68	54,37
EFLU/T	5,00	98,54	19,71	117,77	6,45	20,10	0,00	39,80
EFLU	11,00	314,71	28,61	198,63	4,35	13,55	15,06	42,16
A/B/C/M	90,00	3740,02	41,56	200,68	1,52	4,74	36,82	46,29
A/B/C/T	90,00	3740,02	41,56	200,68	1,52	4,74	36,82	46,29
A/B/C	180,00	7480,04	41,56	199,55	1,07	3,35	38,21	44,91

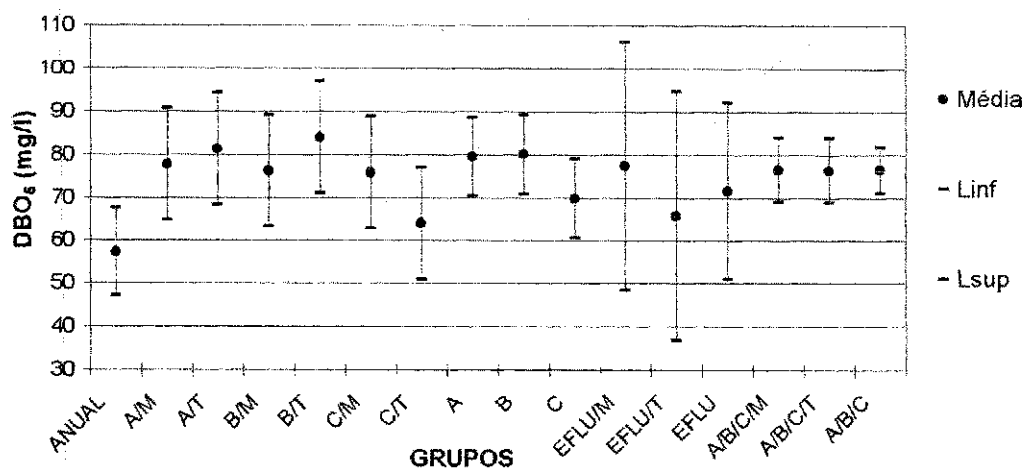


Figura 4.23 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da DBO₅ da coluna líquida da lagoa F29.

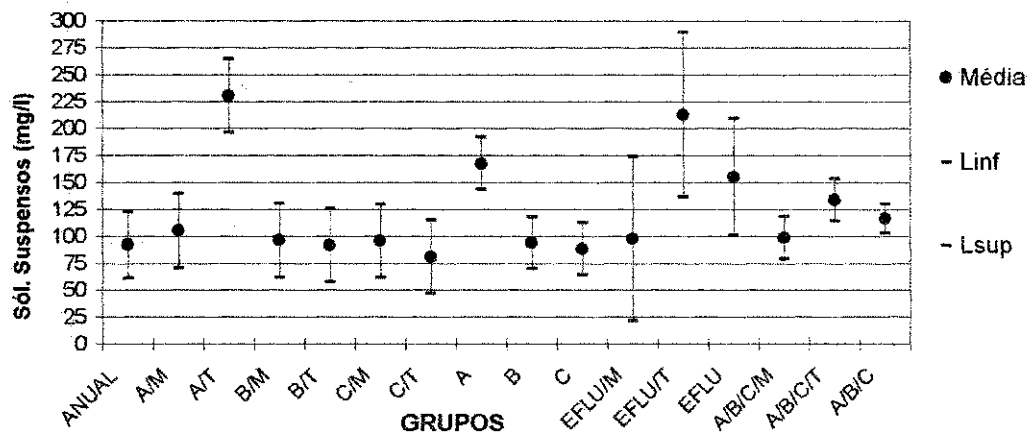


Figura 4.24 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos sólidos suspensos da coluna líquida da lagoa F29.

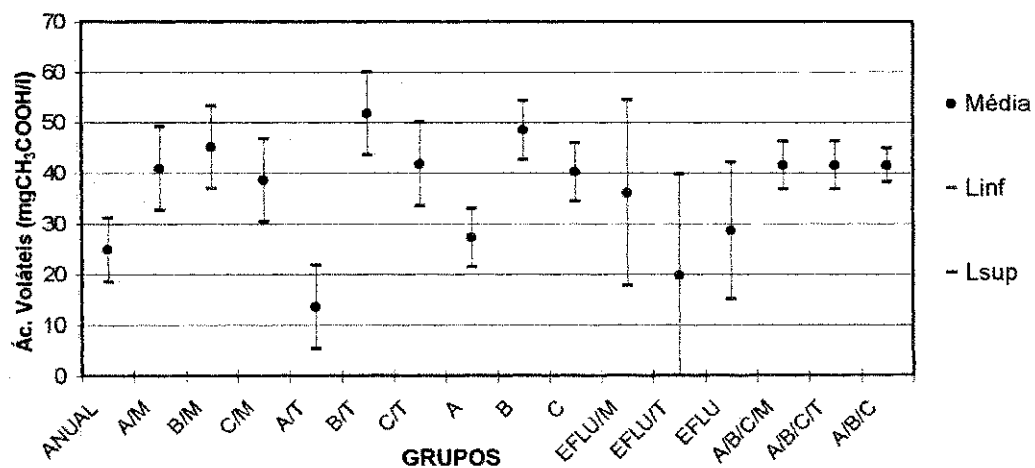


Figura 4.25 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos ácidos voláteis da coluna líquida da lagoa F29.

5. DISCUSSÃO

5.1 Estudo comparativo das concentrações de ácidos voláteis nos efluentes das lagoas F28 e F29

Foi feita uma análise comparativa das concentrações efluentes de ácidos voláteis durante um ciclo hidrológico completo, das lagoas F28 (sem chicanas) e F29 (com chicanas). Esta análise mostrou que os valores encontrados na última foram inferiores aos da primeira, sendo este fato atribuído principalmente à presença de chicanas que são responsáveis pelo ordenamento do fluxo hidráulico, limitando a dispersão longitudinal dos substratos. Ocorre, dessa forma, um melhor aproveitamento do tempo de detenção hidráulica da lagoa, que se reflete num maior contato dos ácidos voláteis com a população de bactérias metanogênicas.

5.2 Caracterização da massa líquida da lagoa F29

5.2.1 Discussão sobre a influência das condições físicas e operacionais da lagoa F29

As lagoas facultativas têm profundidades que variam de 1 a 2 m (Mara e Pearson, 1986), entretanto a mais utilizada é a de 1,5 m (Middlebrooks *et al.*, 1982; Pescod e Mara, 1988). A profundidade da lagoa F29 estudada neste trabalho era de 2,3 m, sendo portanto considerada uma lagoa facultativa primária profunda. Quanto às características operacionais a referida lagoa também constituiu uma exceção com relação às lagoas comuns. Com um tempo de detenção hidráulica de 11,50 d a lagoa F29 recebia uma alta carga orgânica (em média, 470 kg DBO₅/ha.d), trabalhando sob condições estressantes. Segundo a equação de McGarry & Pescod modificada por Mara e depois por Arthur (conforme ilustração na Figura 5.1, na qual está marcado o

ponto correspondente à carga utilizada neste trabalho), a carga orgânica máxima deveria girar em torno de 380 e 440 kg DBO₅/ha.d, respectivamente, em condições de temperatura média típica (25 °C) da região de Campina Grande.

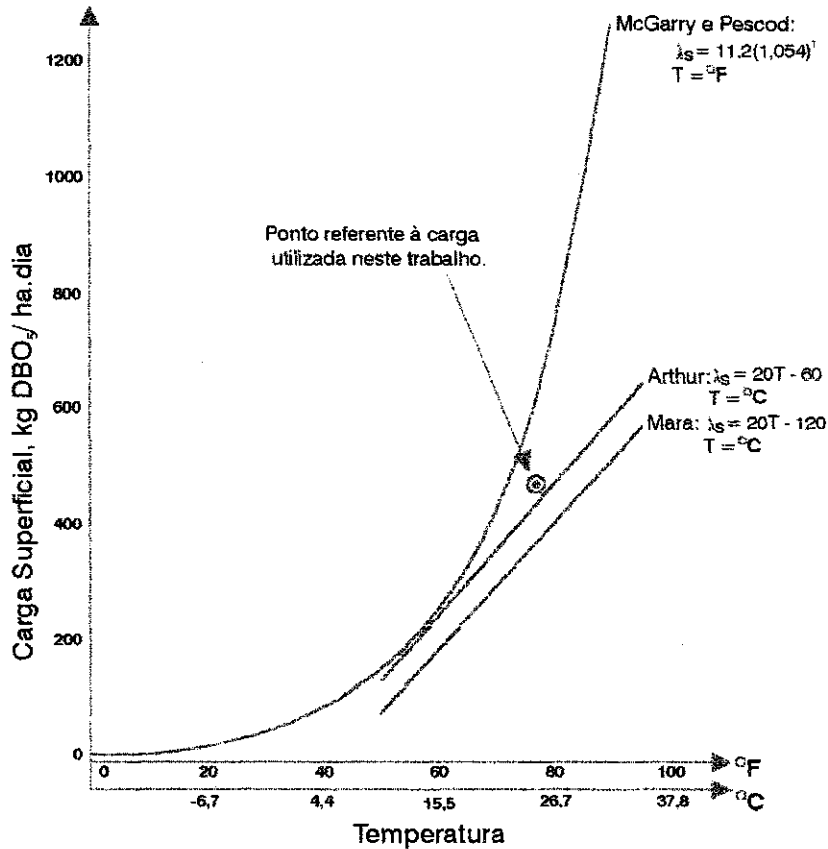


Figura 5.1 – Cargas orgânicas máximas de projeto aplicadas a uma lagoa facultativa com relação à temperatura média do ar. Adaptado de Mara, 1976.

A influência de uma alta carga orgânica, aliada a profundidades elevadas, onde a penetração de luz solar é deficiente, pode acarretar mudanças drásticas em certos parâmetros, como é o caso do oxigênio dissolvido, ao ponto de mudar até mesmo o caráter do processo biológico, o qual passa, eventualmente, de condições aeróbias para predominantemente anaeróbias. De Oliveira (1990), caracterizando lagoas facultativas de 2,2 m de profundidade, com cargas orgânicas variando de 205 a 308 kg DBO₅/ha.d, encontrou padrões de distribuição de oxigênio dissolvido caracterizados por concentrações praticamente nulas a partir de 40 cm abaixo do nível da água.

De fato, o estudo experimental realizado neste trabalho demonstrou que a massa líquida da lagoa F29 se encontrava em estado de predominante anaerobiose em toda a sua extensão e profundidade no período da manhã, como pode ser observado na Figura 4.17. À tarde, essa condição de concentração nula de oxigênio dissolvido permaneceu nos níveis B e C (a 50 e 200 cm da superfície da água da referida lagoa). Contudo foi confirmada a existência de aerobiose durante a tarde na superfície da lagoa, chegando algumas vezes a ultrapassar o limite de leitura do aparelho (20 mg/l), devido ao processo fotossintético do fitoplâncton.

5.2.2 A influência das condições de operação na produção de ácidos voláteis

De uma maneira geral, em lagoas facultativas primárias profundas, sob o efeito de cargas orgânicas elevadas, ocorre a predominância de condições anóxicas, ou até mesmo anaeróbias, sendo esperado com isso que a concentração de ácidos voláteis seja relativamente alta. A análise dos dados obtidos na lagoa F29 demonstrou que os níveis B e C apresentaram as mais altas concentrações desses ácidos orgânicos, assim como também o nível A pela manhã, por estar refletindo ainda as condições noturnas caracterizadas tipicamente por mistura e anaerobiose da massa líquida. Contudo, pela tarde, este nível (A) apresentou os mais baixos teores de ácidos voláteis, pois em ambientes aeróbios estes, além de não serem produzidos, são também objeto de oxidação. Isto é facilmente percebido quando são analisadas as médias das concentrações de ácidos voláteis encontradas. Para o nível A foram de 40,9 e 13,6, o nível B de 45,2 e 51,8 e o nível C, 38,7 e 41,7, em $\text{mgCH}_3\text{COOH/l}$, pela manhã e à tarde, respectivamente. Entretanto, nenhuma destas concentrações representaram fator de risco para o funcionamento da lagoa, pois se situaram muito abaixo do limite considerado tóxico.

5.2.3 Parâmetros importantes na caracterização de uma lagoa

O comportamento de outros parâmetros ambientais da massa líquida, como os níveis de pH, também está associado à carga orgânica. Os resultados obtidos neste trabalho, mostram que, pela manhã, o estado anaeróbio da lagoa, esteve associado a um valor de pH médio de 7,8, enquanto que à tarde, o nível A, sob o efeito de altas concentrações de oxigênio dissolvido apresentou um pH médio de 8,8, enquanto que os níveis mais profundos (B e C), anaeróbios, apresentaram a média de 7,6. Esses valores de pH, acima da neutralidade, são característicos do funcionamento de lagoas facultativas primárias e os valores mais elevados refletiram o maior vigor da atividade fotossintética do fitoplâncton durante a tarde.

A temperatura é importante na caracterização de uma lagoa porque influencia no metabolismo dos microrganismos em processos biológicos de tratamento de águas residuárias e, portanto, na remoção de matéria orgânica, além de ser usada no cálculo da carga orgânica de projeto. Neste experimento, em particular, foram medidos valores uniformes pela manhã, com uma média de 25 °C. Quanto ao período da tarde, a massa líquida mostrou tendência à estratificação térmica, variando a temperatura de 24 a 32 °C, sendo as mais elevadas medidas no nível A.

5.2.4 Considerações sobre o comportamento da matéria orgânica, SS e clorofila "a"

Quanto ao parâmetro SS, as concentrações em lagoas facultativas primárias geralmente são superiores às permitidas pelos órgãos responsáveis pelo controle de qualidade de corpos receptores. De fato, o estudo da massa líquida da lagoa F29 demonstrou que no nível A, que está mais sujeito à radiação solar, ocorreram concentrações elevadas (variando de 74 a 448 mg/l). No entanto, é importante ressaltar que a maior parte dos sólidos em suspensão dessas lagoas é devida principalmente à presença de algas, sendo portanto de natureza diversa dos sólidos de águas residuárias. Devido à condição de maior profundidade da lagoa F29, associada

ao recebimento de cargas orgânicas elevadas, a luz solar não consegue penetrar e como conseqüência os níveis B e C apresentaram os mais baixos valores de SS (o intervalo foi de 40 a 154 mg/l).

A análise dos resultados obtidos neste experimento permitiu concluir que os sólidos em suspensão de uma lagoa facultativa primária estão relacionados diretamente com a DBO₅, a DQO e a clorofila a. As altas concentrações de SS encontradas no nível A são devidas principalmente à biomassa de algas, expressas como clorofila a, parâmetro que chegou a atingir uma concentração máxima de 8270 µg/l. Já a DBO₅ e a DQO apresentaram comportamento geral bastante semelhante ao dos SS. Pela manhã, ainda sob a influência das condições de mistura formadas durante a noite, a massa líquida tendeu à homogeneidade com relação a esses parâmetros que, no período da tarde, apresentaram tendência maior à dispersão (maior intervalo de distribuição) além de altas concentrações, principalmente no nível A.

5.2.5 Discussão sobre o melhor nível de drenagem do efluente de uma lagoa facultativa primária

A análise dos dados obtidos durante o período experimental da caracterização da lagoa F29, demonstrou que os níveis mais profundos (B e C) são mais adequados para servirem de ponto de drenagem do efluente. Com exceção do parâmetro ácidos voláteis, todos os demais apresentaram concentrações mais baixas nesses níveis. Contudo, os valores mais elevados de ácidos voláteis dos níveis B e C não representam risco algum para o funcionamento da lagoa F29 bem como, pode ser presumido, da lagoa de maturação subsequente na série, pois foram muito abaixo do valor considerado crítico (250mgCH₃COOH/l). As concentrações praticamente nulas de oxigênio dissolvido, nesses níveis, não devem ser consideradas um aspecto negativo do ponto de vista do descarte do efluente porque este não será descarregado num corpo receptor, mas em uma lagoa de maturação capaz de absorvê-lo.

5.3 Considerações adicionais sobre a análise estatística dos dados obtidos neste trabalho

Os dados de todos os parâmetros obtidos na caracterização da massa líquida da lagoa F29 foram submetidos a um estudo de correlação, do qual foram retiradas informações sobre a existência de relações (+ ou -) entre determinados parâmetros. As correlações positivas entre SS, DBO₅, DQO e Clorofila **a** comumente descritas na literatura sobre lagoas de estabilização foram confirmadas na análise de correlações levada a efeito neste trabalho.

ANOVA (análise de variância de fator único) foi aplicada aos dados de alguns parâmetros (DBO₅, DQO e ácidos voláteis) da lagoa F29, permitindo importantes conclusões, entre elas a de que a monitoração por um período menor de efluentes de lagoas facultativas primárias se mostrou tão representativo quanto por um período anual completo. Isto deve representar um importante elemento da administração de centros de operação no âmbito da gerência de esgotos de uma Companhia de Saneamento.

6. CONCLUSÕES

I – O estudo de comparação dos dados dos efluentes das lagoas F28 e F29, permitiu concluir que lagoas providas de chicanas são mais eficientes na remoção de ácidos voláteis do que lagoas sem chicanas.

II – A análise dos resultados obtidos nos experimentos de caracterização da massa líquida da lagoa F29, permitiu concluir o seguinte:

- 1- As lagoas facultativas primárias profundas apresentaram um ciclo diário de anaerobiose/aerobiose típico de lagoas facultativas primárias;
- 2- Em regiões de clima semi-árido, lagoas facultativas primárias podem trabalhar com cargas orgânicas elevadas, embora tenha sido percebido que as condições operacionais são estressantes;
- 3- A monitoração de efluentes de lagoas de estabilização, em termos dos parâmetros aqui analisados, com base em períodos curtos de coleta de amostras se mostrou tão representativo quanto uma monitoração anual;
- 4- A camada superficial (A) da massa líquida da lagoa F29 apresentou resultados bastante diversos das camadas mais profundas (B e C), considerando todos os parâmetros analisados;
- 5- Os pontos mais profundos estudados na lagoa F29 (B e C) se mostraram os mais adequados para servirem de ponto de drenagem do efluente.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WPCF. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18th ed. Washington, D.C. : American Public Health Association.
- ARAÚJO, A. L. C. (1993). *Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização em série, em escala – piloto, com diferentes configurações, tratando esgotos domésticos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- ARTHUR, J. P. (1983). *Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical paper N^o 7. Washington: The World Bank.
- BENEFIELD, L. D. & RANDALL, C. N. (1980). *Biological process design for wastewater treatment*. Englewood Cliffs, N. J. : Prentice-Hall, Inc.
- BITTON, G. (1984). *Wastewater Microbiology*. New York: A John Wiley & Sons.
- BONTOUX, J. & COURTOIS, G. (1996). Wastewater reuse for irrigation in France. *Water Science & Technology*. Volume 33, número 10-11, pp. 45-50.
- BOWKER, R. P. G. , SMITH, J. M. & WEBSTER, N. A. (1989). *Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants*. New Jersey, USA: Noyes Data Corporation.
- CAVALCANTE, R. B. (1997). *Reuso de efluente de lagoa de estabilização: Aspectos sanitários do capim e do solo*. Campina Grande: UFPB. (Dissertação de mestrado em engenharia Civil).

- CEBALLOS, B. S. O. de (1990). *Microbiologia sanitária. In: Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente. Novos conceitos.* (Ed. Sérgio Rolim Mendonça). João Pessoa. Editora Universitária. UFPB.
- COSTA, M. de S. (1998). *Monitoração de ácidos voláteis em uma lagoa anaeróbia tratando esgoto doméstico.* Relatório de estágio. UEPB, Campina Grande - PB.
- DE ALMEIDA, M. M. P. (1997). *Estudo do efeito de defletor de escoamento e da relação comprimento/largura efetiva de escoamento na eficiência hidráulica de bacia de sedimentação.* Universidade Federal do Espírito Santo. (Dissertação de Mestrado).
- DE OLIVEIRA, R. (1990). *The Performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil.* PhD, Thesis, The University of Leeds, U.K. 231p.
- DE OLIVEIRA, R. (1993). *Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico.* Relatório para o CNPq.
- DE OLIVEIRA, R., SILVA, S. A., ARAÚJO, A. L. C., SOARES, J., MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1995). *The performance of a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage in northeast Brasil.* Third IAWQ WSP Conference. João Pessoa, Brazil, 26-31 March.
- DE OLIVEIRA, R., SILVA, S. A., ARAÚJO, A. L. C., SOARES, J., MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1996). *The performance of a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage in northeast Brasil.* *Water Science & Technology*, volume 33, número 7, pp. 57 – 61.

- DE SOUSA, A. A. P.(1994). *Remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização em escala real*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. (Dissertação de Mestrado).
- DO NASCIMENTO, R. S. (1996). *Avaliação da remoção de matéria orgânica em reservatório profundo de estabilização*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. (Dissertação de Mestrado).
- FEACHEM, R. G., BRADLEY, D. J., GERELICK, H. & MARA, D. D. (1983). *Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.
- GLOYNA, E. F. & ESPINO, E. (1969). Sulfide production in waste stabilization ponds. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, 95, pp.607-628.
- GLOYNA, E. F. & TISCHLER, L. F. (1981). *Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems*. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 53, nº 11, pp. 1559-1563.
- GRIMASON, A. M., SMITH, H. V., YOUNG, G. & THITAI, W. N. (1996). Occurrence and removal of *Ascaris* sp. ova by waste stabilization ponds in Kenya. *Water Science & Technology*, Volume 7, pp. 75-82.
- HOSETTI, B. & FROST, S. (1998). *A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds*. Department of Environmental Resources, University of Salford, Salford, M5 4WT, England.
- JAMES, A. (1987). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. *Water Science & Technology*, v. 19, nº 12, pp. 213-218.

- JOHANSSON, P., PERNRUP, M. & RANGEBY, M. (1996). Low-cost upgrading of an over-sized waste water stabilization pond system in Mindelo, Cape Verde. *Water Science & Technology*, volume 33, número 7, pp. 99-106.
- JONES, J. G. (1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water*. Ambleside: Freshwater Biological Association – Scientific Publication (39).
- KILANI, J. S. & OGUNROMBI, J. A. (1984). Effects of baffles on the performance of model waste stabilization ponds. *Water Research*, volume 18, número 8, pp. 941 - 944.
- KÖNIG, A. (1984). *Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds*. Ph.D Thesis, University of Liverpool, U.K.
- MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons.
- MARA, D. D., ALABASTER, G. P., PEARSON, H. W. & MILLS, S. W. (1992). *Waste stabilization ponds: a design manual for eastern Africa*. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England.
- MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1986). *Artificial freshwater environment: Waste stabilization ponds*. In: *Biotechnology – A comprehensive treatise*, v. 8, chapter 4. (Ed. H. J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft.
- MARAIS, G. V. R. (1970). Dynamic behavior of oxidation ponds. *Proceedings of the 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons*, Kansas City.

- MAYO, A. W. & NOIKE, T. (1996). Effects of temperature and pH on the growth of heterotrophic bacteria in waste stabilization ponds. *Water Research*, volume 30, número 2, pp. 447-455.
- MIDDLEBROOKS, E. J., MIDDLEBROOKS, C. H., REYNOLDS, J. H., WATTERS, G. Z., REED, S. C. & GEORGE, D. B. (1982). *Wastewater stabilization lagoon design, performance and upgrading*. New York: MacMillan Publishing Co., Inc.
- MUTTAMARA, S. & PUETPAIBOON, U. (1996). Nitrogen removal in baffled waste stabilization ponds. *Water Science & Technology*, volume 33, número 7, pp.173-182.
- PEARSON, H. W. (1987). Algae associated with sewage treatment. In: *Microbial Technology in the Developing World* (Ed. E. J. da Silva and others). New York: Oxford University Press.
- PEARSON, H. W., MARA, D. D., CAWLEY, L. R., ARRIDGE, H. M. & SILVA, S. A. (1996). The performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loadings. *Water Science & Technology*, volume 33, número 7, pp 63-74.
- PENG, J., STEVENS, D. K. & YIANG, X. (1995). A pioneer project of wastewater reuse in China. *Water Research*, volume 29, número 1, pp 357-363.
- PESCOD, M. B. (1996). The role and limitations of anaerobic pond systems. *Water Science & Technology*, volume 33, número 7, pp. 11-22.
- PESCOD, M. B. & ARAR, A. (1985). Treatment and use of sewage effluent for irrigation. *Proceedings of the FAO Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation held in Nicosia, Cyprus*.

- PESCOD, M. B. & MARA, D. D. (1988). Design, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 93-115.
- PINTO, M. A. T. , NEDER, K. D. & LUDUVICE, M. L. (1996). Assessing oxidation pond design criteria in a tropical town with low water availability. *Water Science & Technology*, volume 33, número 7, pp. 33-40.
- RUOCHUAN, G. & STEFAN, H. G. (1995). Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds. *Water Research*, volume 29, número 8, pp. 1909-1923.
- SAQQAR, M. M. & PESCOD, M. B. (1995a). Modelling performance of anaerobic wastewater stabilization ponds. *Water Science & Technology*, volume 31, número 12, pp. 171-183.
- SHELEF, G. & AZOV, Y. (1996). The coming era of intensive wastewater reuse in the Mediterranean Region. *Water Science & Tecnology*, volume 33, número 10-11, pp. 115-126.
- SHUVAL, H. I. (1985). *Health effects of wastewater irrigation and their control in developing countries*. The World Bank.
- SILVA, S. A. & MARA, D. D. (1979). *Tratamentos biológicos de águas residuárias - Lagoas de estabilização*. Rio de Janeiro. ABES.
- SILVA, S. A. (1982). *On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil*. PhD. Thesis, University of Dundee, U.K.

- SILVA, S. A., ARAÚJO, A. L. C., SOARES, J., MARA, D. D., PEARSON, H. W., & DE OLIVEIRA, R. (1995). Phosphorus removal in an experimental pond complex in northeast Brazil. *Proceedings of the 3rd IAWQ Conference on Waste Stabilization Ponds* (preprint volume). João Pessoa (PB), 27th – 31st March 1995.
- SOARES, J. (1985). *Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização profundas em série*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- SOARES, J., SILVA, S. A., DE OLIVEIRA, R., ARAÚJO, A. L. C., MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1995). Ammonia removal in a pilot – scale WSP complex in northeast Brazil. *Proceedings of the 3rd IAWQ Conference on Waste Stabilization Ponds* (preprint volume). João Pessoa (PB), 27th – 31st March 1995.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1981). *Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 2nd edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company.
- VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. (1994). *Tratamento Anaeróbico de Esgoto em Regiões de Clima Quente*. Campina Grande – PB: Epgraf. 198p.
- VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. V. R. (1997). *O comportamento do sistema de lodo ativado em regiões de clima quente*. Campina Grande: apostila para o curso de mestrado.
- VON SPERLING, M. (1995). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, volume 1.

- VON SPERLING, M. (1996). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, volume 3.
- WHO (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.
- WIJESINGHE, B., KAYE, R. B. & FELL, C. J. D. (1996). Reuse of treated sewage effluent for cooling water make up: a feasibility study and a pilot plant study. *Water Science & Technology*, volume 33, número 10-11, pp. 363-370.