

Programa de Pós-Graduação em **Engenharia Civil e Ambiental**

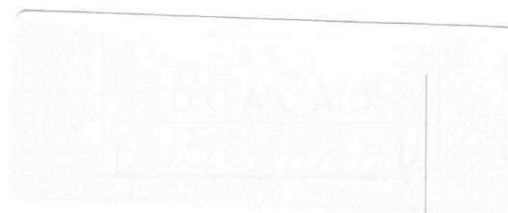
Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Departamento de Engenharia Civil

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS E DAS
ESTRUTURAS DE ENTRADA E SAÍDA NO DESEMPENHO
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

JOSÉ VANDERLEY DO NASCIMENTO SILVA

Campina Grande
Data: OUTUBRO / 2007

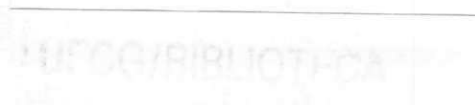
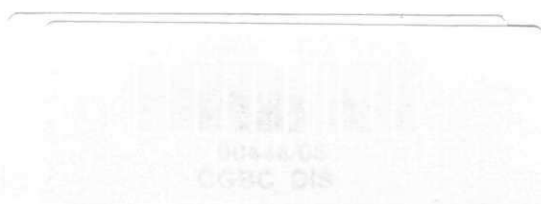
AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS E DAS
ESTRUTURAS DE ENTRADA E SAÍDA NO DESEMPENHO
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO



JOSÉ VANDERLEY DO NASCIMENTO SILVA

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

Outubro – 2007



JOSÉ VANDERLEY DO NASCIMENTO SILVA

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS E DAS ESTRUTURAS DE
ENTRADA E SAÍDA NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em
Engenharia Civil da Universidade Federal de
Campina Grande, em cumprimento às exigências
para obtenção do Grau de Mestre.

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-Área: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Orientador: Prof. Salomão Anselmo Silva – Ph.D.

CAMPINA GRANDE - PB

Outubro – 2007

20.301/2007
5862



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCCG

S586a

2007 Silva, José Vanderley do Nascimento.

Avaliação da influência de chicanas e das estruturas de entrada e saída no desempenho de lagoas de estabilização / José Vanderley do Nascimento Silva.— Campina Grande, 2007.

63f.: il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.

Referências.

Orientador: Prof. Salomão Anselmo Silva, Ph.D.

1. Lagoas de Estabilização 2. Lagoas Facultativas Primárias. 3. Lagoas Chicanadas. 4. Chicanas. I. Título.

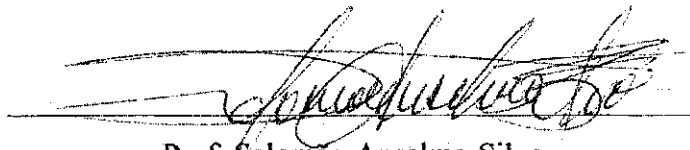
CDU – 628.357(043)

JOSÉ VANDERLEY DO NASCIMENTO SILVA

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS E DAS ESTRUTURAS DE
ENTRADA E SAÍDA NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Dissertação aprovada em: 30/10/2007

COMISSÃO EXAMINADORA



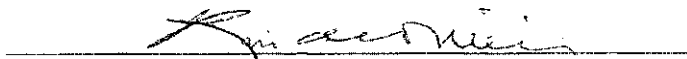
Prof. Salomão Anselmo Silva

(Orientador)



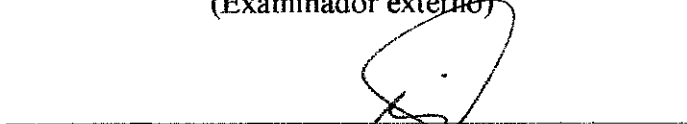
Prof.^a Mônica de Amorim Coura

(Examinador interno)



Prof. Rui de Oliveira

(Examinador externo)



Prof. Valderi Duarte Leite

(Examinador externo)

Campina Grande – PB

Outubro – 2007

DEDICATÓRIA

Com Gratidão

Aos meus pais **Severino José e Cleonice**, e a minha querida avó **Amélia** (in memoriam).

AGRADECIMENTOS

A Deus, grande responsável por tudo.

Aos meus pais e irmãos pelo apoio e carinho.

Ao professor Salomão Anselmo Silva pela orientação e por ter possibilitado condições para o desenvolvimento e execução deste trabalho.

Ao amigo professor Wilton Silva Lopes por seu estímulo, apoio e orientação dispensadas no decorrer da realização deste trabalho.

Ao professor Rui de Oliveira pela eficaz orientação.

Aos professores Valderi Duarte Leite e Mônica Coura pelas contribuições oferecidas a este trabalho.

A Luciana por seu apoio em todos os momentos que precisei.

Aos colegas conquistados ao longo do mestrado.

Aos meus amigos da EXTRABES, Risalva (Fofinha), Savana, Margarete, Jeane, Marcone e Cleusa pela imensa amizade.

A Cristina, secretária da AESA por todo apoio.

A todos os professores do curso de pós-graduação em Engenharia Sanitária pelos ensinamentos repassados ao longo do mestrado.

CAPES pelo apoio financeiro.

RESUMO

O objetivo desta dissertação foi descrever o desempenho operacional de quatro lagoas facultativas primárias independentes em escala – piloto denominadas F27, F28, F29 e F30, tratando esgoto predominantemente domésticos provenientes do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande (7° 13' 11" Sul, 35° 52' 31" Oeste, 550 m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil. As lagoas foram operadas na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal de Campina Grande (EXTRABES – UFCG). As lagoas F27 e F30 eram providas com respectivamente 3 e 5 chicanas paralelas, formando respectivamente quatro e seis canais. A lagoa F29 era provida de chicanas do tipo vai - e - vem, o que a fez funcionar como um longo canal de 75 m de comprimento, enquanto a lagoa F28 não possuía chicanas, e por isso foi mantida como um reator de controle do experimento. Cada lagoa do sistema experimental possuía uma profundidade de 2.3 m, com aproximadamente 25 m de comprimento e 7.1 m de largura, as lagoas foram operadas a uma vazão média de 28 m³/dia, sob uma carga orgânica média entre 370 e 380 kgDBO₅/ha.dia e um tempo de detenção hidráulica de 15 dias. Cada canal da F27 e F30 foi alimentado com respectivamente, um quarto e um sexto da vazão. O canal da lagoa F29 foi alimentado com a vazão total, enquanto a vazão da lagoa F28 foi dividida em quatro partes distribuída uniformemente ao longo da parede frontal da lagoa. O esgoto bruto foi descarregado a 50 cm abaixo da superfície líquida, e o efluente foi coletado a 50 cm do fundo da lagoa. Amostras de esgoto bruto foram bombeadas de um emissário que cruza a estação experimental e os efluentes de cada uma das lagoas era coletada semanalmente às 8h da manhã, no período compreendido entre agosto de 2005 e julho de 2006. Foram analisadas as seguintes variáveis DBO₅, DQO, sólidos suspensos (SS), pH, Oxigênio dissolvido (OD) Temperatura (T) e clorofila "a" (CLA). O reator de controle apresentou o menor desempenho de remoção em termos de DBO₅ (74%), DQO (50%) e SS (62%), quando comparadas às lagoas com chicanas, com eficiências (75-76% para DBO₅, 56-57% para DQO e 70-71% para SS), mas a Anova fator único demonstrou que as diferenças em termos DBO₅, DQO, OD, pH e T não foram significativas ao nível de 5%. As concentrações médias CLA e SS no efluente da lagoa F27 foram significativamente menor que as outras lagoas. Foi concluído que as modificações físicas introduzidas nas lagoas facultativas primárias investigadas não foram suficientes para causar uma importante diferença no desempenho médio de lagoa de estabilização, nesse nível de tratamento.

Palavras-chave: Lagoas de estabilização, Lagoas facultativas primárias, Lagoas chicanadas, chicanas.

ABSTRACT

The aim of this master dissertation was to describe the operational performance of four pilot-scale independently loaded primary facultative ponds, named F₂₇, F₂₈, F₂₉ and F₃₀, treating wastewater predominantly domestic from sewerage of Campina Grande City (7° 13' 11" South, 35° 52' 31" West, 550m above m.s.l.), Paraíba state, northeast Brazil. Ponds were operated at Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage of the Federal University of Campina Grande (EXTRABES-UFCG), being F₂₇ and F₃₀ provided with, respectively, three and five parallel baffles, forming, respectively, four and six channels. F₂₉ provided with a round-corner-baffle was, in fact, a long channel of 75 m and F₂₈ was maintained without baffles as a control. Each 2.3 m deep-pond, being about 25 m long and 7.1 m width, had a hydraulic retention time of 15 days, and was fed with a flow rate of about 28 m³/day, being the mean aerial organic loading in the range 370-380 kgBOD₅/ha.day. Each channel of F₂₇ and F₃₀ was fed with, respectively, one fourth and one sixth of the flow rate, the channel of F₂₉ was fed with the totality of flow rate and the flow rate of pond F₂₈ was divided into four parts in order to distribute it uniformly throughout the front wall of the pond. Raw wastewater was discharged at a level 50 cm deep below water surface and the effluent was collected from a level 50 cm above the bottom of the pond. Grab samples of raw sewage, taken from a trunk crossing the site of the experimental station, and pond effluents, taken from the outlet pipe of each reactor, were collected at 8 a. m., weekly, between August 2005 and July 2006, and analyzed for BOD₅, COD, suspended solids (SS), dissolved oxygen (DO), pH, temperature (T) and chlorophyll "a" (CLA). Control reactor tended to show lesser removal performances in terms of BOD (74%), COD (50%), and SS (62%), than baffled ponds (75-76% for BOD, 56-57% for COD and 70-71% for SS), but the one factor-ANOVA demonstrated that differences in terms of BOD, COD, DO, pH and T were not significant at a level of 5%. Mean concentrations of CLA and SS in the effluent of pond F₂₇ were significantly less than those for other ponds. It was concluded that the physical modifications introduced in the design of the primary facultative ponds investigated herein were not enough to cause a more important difference in the average performance of a stabilization pond at such a level of treatment.

Keywords: stabilization ponds. primary facultative ponds. baffled ponds. baffles.

LISTA DE FIGURAS

2.0 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	03
Figura 2.1 – Representação do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e decaimento bacteriano.....	07
Figura 2.2 – Sequência de processos da digestão anaeróbia de macromoléculas complexas.....	10
Figura 2.3 – Princípios e funcionamentos de uma lagoa facultativa.....	12
Figura 2.4 – Mutualismo entre águas e bactérias em lagoas facultativas.....	13
Figura 2.5 – Tipos de chicanas.....	23
3.0 – MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
Figura 3.1 – Vista do sistema experimental localizado na EXTRABES –UFCG – Campina Grande/PB.....	24
Figura 3.2 – Planta de situação do sistema experimental em escala piloto nas dependências da EXTRABES.....	29
Figura 3.3 – Desenho esquemático do sistema de lagoas de estabilização primárias, investigado por Diniz (1999), localizado na EXTRABES – Experimento 1.....	30
Figura 3.4 – Desenho esquemático do sistema de lagoas de estabilização primárias, investigado neste trabalho, localizado na EXTRABES – Experimento 2.....	31
4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	32
Figura 4.1 – Distribuição temporal da DBO ₅ do esgoto bruto e efluentes das lagoas....	34
Figura 4.2 – Médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de DBO ₅ dos efluentes das lagoas facultativas primárias.....	35
Figura 4.3 – Distribuição temporal da DQO do esgoto bruto e efluentes das lagoas....	36
Figura 4.4 – Médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de DQO dos efluentes das lagoas facultativas primárias.....	37
Figura 4.5 – Distribuição temporal dos sólidos suspensos do esgoto bruto e efluentes das lagoas.....	38
Figura 4.6 – Médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de sólidos suspensos.....	39
Figura 4.7 – Distribuição temporal da clorofila “a” nos efluentes das lagoas.....	40
Figura 4.8 – Médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de clorofila “a”.....	41
Figura 4.9 – Distribuição temporal de pH do esgoto bruto e efluente das lagoas.....	41
Figura 4.10 – Distribuição temporal de temperatura do esgoto bruto e efluente das lagoas.....	43
Figura 4.11 – Distribuição temporal de oxigênio do esgoto bruto e efluente das lagoas.....	44
5.0 – DISCUSSÃO.....	48
5.1 – Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de DBO ₅ nos experimentos 1(Diniz, 1999) e 2 (este trabalho).....	55
5.2 – Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de DQO nos experimentos 1(Diniz, 1999) e 2 (este trabalho).....	55
5.3 – Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de SS nos experimentos 1(Diniz, 1999) e 2 (este trabalho).....	56
5.4 – Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de clorofila “a” nos experimentos 1(Diniz, 1999) e 2 (este trabalho).....	56

LISTA DE TABELAS

3.0 – MATERIAL E MÉTODOS.....	24
Tabela 3.1 – Características físicas do sistema experimental.....	25
4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	32
Tabela 4.1 – Resultado da monitoração de rotina do sistema experimental.....	33
Tabela 4.2 – Análise de variância de fator único aplicada aos dados de DBO ₅	35
Tabela 4.3 – Análise de variância de fator único aplicada aos dados de DQO.....	37
Tabela 4.4 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de SS.....	38
Tabela 4.5 – Eficiência de remoção (%) de DBO ₅ , DQO e SS no sistema experimental...	39
Tabela 4.6 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de clorofila “a”.....	40
Tabela 4.7 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de pH.....	42
Tabela 4.8 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de temperatura.....	43
Tabela 4.9 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de oxigênio dissolvido.....	45

SUMÁRIO

1.0 – INTRODUÇÃO.....	01
1.1 – Objetivo.....	02
2.0 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	03
2.1 – Lagoa de estabilização.....	03
2.2 – Mecanismos de tratamentos de águas residuárias em lagoa de estabilização.....	04
2.2.1 – Oxidação aeróbia.....	05
2.2.2 – Digestão anaeróbia.....	07
2.3 – Classificação das lagoas de estabilização.....	11
2.3.1 – Lagoas anaeróbias.....	11
2.3.2 – Lagoas facultativas.....	12
2.3.3 – Lagoas de maturação.....	15
2.2.4 – Eficiência de tratamento em lagoas de estabilização.....	17
2.5 – Influência de chicanas no desempenho de lagoas de estabilização.....	19
2.6 – Influência sobre o desempenho hidráulico.....	20
2.7 – Influência de chicanas na remoção de matéria orgânica.....	22
3.0 – MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 – Descrição do sistema experimental.....	24
3.2 – Alimentação do sistema experimental.....	25
3.3 – Monitoração do sistema.....	26
3.4 – Variáveis analisadas e procedimentos analíticos.....	26
3.5 – Metodologia da pesquisa.....	27
3.6 – Análises estatísticas.....	28
4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	32
4.1 – Tratamento estatístico dos dados amostrais.....	32
4.2 – Resultados da monitoração.....	34
4.2.1 – Demanda bioquímica de oxigênio.....	34
4.2.2 – Demanda química de oxigênio.....	36
4.2.3 – Sólidos suspensos.....	37
4.2.4 – Clorofila “a”.....	39
4.2.5 – pH.....	41
4.2.6 – Temperatura.....	42
4.2.7 – Oxigênio dissolvido.....	44
4.2.8 – Comparação do nível de coleta a 5 cm da superfície líquida do sistema experimental estudado por Diniz (experimento 1), com nível de coleta a 50 cm do fundo das lagoas estudadas no experimento 2.....	45
5.0 – DISCUSSÃO.....	48
5.1 – Sobre as lagoas facultativas primárias.....	48
5.2 – Sobre o estudo comparativo entre os efluentes das lagoas facultativas primárias.....	51
5.3 – Sobre o desempenho do uso de chicanas em lagoas facultativas primárias.....	51
5.4 – Análise comparativa dos sistemas experimentais.....	52
6.0 – CONCLUSÕES.....	57
7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58

1.0 - INTRODUÇÃO

A nível mundial, os recursos hídricos disponíveis vêm sofrendo a ação degradadora do homem e parte destes já apresenta condições indesejáveis de qualidade e quantidade tomando, desta maneira, a água um recurso natural limitado.

O Brasil detém 20% das reservas de toda a água doce do mundo, o que aumenta nossa responsabilidade quanto ao uso e preservação destes recursos.

Cerca de 95% de toda água residuária produzida no mundo é lançada em ecossistemas aquáticos, sem qualquer tratamento prévio (LIMA, 2001), acarretando sérios problemas, pois muitos corpos de água (rios, lagos, etc) que são usados para suprir o consumo humano de água, ao receberem essas águas residuárias, se tornam poluídos, tomando, cada vez mais, deficiente a disponibilidade de água de boa qualidade.

Hoje, as fortes concentrações humanas e o desenvolvimento da agro-indústria têm proporcionado uma grande defasagem na capacidade de autodepuração do meio ambiente, causando um grave desequilíbrio, chegando a ameaçar a própria sobrevivência humana.

O despejo de esgotos domésticos, ricos em matéria orgânica, diretamente em corpos receptores tem como conseqüência um aumento na quantidade de detritos orgânicos nesse meio, cuja composição, 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 e, conseqüentemente, ocorre um alto déficit no oxigênio dissolvido do corpo aquático. A meta dos sanitaristas é desenvolver métodos para tornar os efluentes passíveis de serem recebidos nos lagos e rios e, assim, colaborar para minimizar a poluição aquática.

Dentre uma grande variedade de métodos e sistemas de tratamento de águas residuárias disponíveis, as lagoas de estabilização têm se tomado uma opção bastante difundida em todo o mundo, sendo bastante usadas em países de clima tropical (LIMA, 2001).

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios de pequena profundidade, definidos por diques de terra, geralmente possuindo base retangular nos quais águas residuárias brutas ou pré-tratadas são estabilizadas por processos naturais que envolvem, principalmente, algas e bactérias.

A interação de fatores meteorológicos e aspectos físicos e operacionais influi em graus diversos no desempenho hidráulico de lagoas de estabilização o qual reflete-se no desempenho operacional resultando, em muitos casos, particularmente em grandes unidades, em diminuição significativa da eficiência dessas unidades de tratamento. O elemento básico dessa ineficiência é a dispersão longitudinal a qual pode ser diretamente relacionada a um coeficiente de dispersão. O projeto de lagoas em série e dispositivos novos de entrada e saída, relações ideais entre as dimensões físicas e a utilização de chicanas têm sido propostos para o controle da dispersão longitudinal em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos (SILVA et al., 2000).

A Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) pesquisa, desde 1977, sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, visando fazer um estudo detalhado do desempenho das mesmas, com relação à remoção de matéria orgânica, desempenho de projeto físico, faixas de cargas orgânicas e comportamento e remoção de nutrientes, além de 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 vários experimentos que se seguiram e os bons resultados obtidos têm constituído importante contribuição para o projeto de sistemas de lagoas em regiões de clima tropical.

1.1 – Objetivo

O objetivo deste trabalho é verificar a influência de chicanas e das estruturas de entrada e saída no desempenho de lagoas de estabilização, através da modificação das estruturas de entrada e saída de 4 lagoas facultativas primárias com e sem chicanas.

2.0 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios de pequena profundidade, delimitados, por diques de terra, nas quais as águas residuárias brutas ou pré-tratadas é estabilizada por processos biológicos inteiramente naturais, envolvendo algas e bactérias, necessitando apenas da energia da luz solar e da energia proveniente das reações químicas (SILVA & MARA, 1979).

O princípio de funcionamento dessas lagoas é o de um reator biológico no qual a matéria orgânica biodegradável (proteínas, carboidratos e gorduras) é oxidada biologicamente, sendo convertida em moléculas simples e estáveis, tais como dióxido de carbono, fosfato, sulfato, nitrato e água.

Certamente, este é o processo mais adequado a países em desenvolvimento, situado em regiões tropical e subtropical como o Brasil, pois, além da disponibilidade de grandes áreas, a ação natural do calor e da luz solar acelera o crescimento dos microrganismos, favorecendo a degradação biológica da matéria orgânica (ARTHUR, 1983). Todavia, seu uso não está restrito apenas a países em desenvolvimento, mas onde houver áreas suficientes e de baixo custo (OLIVEIRA, 1990). São usadas em todas as latitudes, mesmo naquelas tão ao norte, como no Alasca (SILVA & MARA, 1979).

Podem tratar, efetivamente, além das águas residuárias produzidas pelas atividades domésticas, as águas residuárias industriais ou agrícolas, desde que estas não contenham substâncias tóxicas aos microrganismos envolvidos no processo, fornecendo efluentes de qualidade conforme os padrões estabelecidos (OLIVEIRA, 1990).

As principais vantagens das lagoas de estabilização sobre outros métodos de tratamento de esgotos segundo (MARA, 1976; SILVA, 1982; ARTHUR, 1983; MARA e PEARSON, 1986; OLIVEIRA, 1990) estão relacionados a:

(a) Simplicidade: são sistemas simples de construir, operar e manter. A movimentação da terra e a construção do tratamento preliminar representam as maiores obras na construção do sistema de lagoas e tem influência decisiva na sua economicidade.

- (b) Eficiência no tratamento: são altamente eficientes, podendo atingir um alto grau de remoção de matéria orgânica, organismos patogênicos e nutrientes.
- (c) Flexibilidade: São capazes de suportar sobrecarga orgânica e / ou hidráulica de choque, como também altas concentrações de metais pesados.
- (d) Custos: As lagoas de estabilização são consideradas o método de tratamento de águas residuárias mais barato, devido aos baixos custos de construção, operação e manutenção, e de não necessitarem de nenhum equipamento eletromecânico, e não requererem energia elétrica no processo.

As desvantagens das lagoas de estabilização, na maioria das situações, são superadas por suas inúmeras vantagens, tomando-as, sem dúvida, no principal método de tratamento de esgotos, particularmente em regiões de clima quente, onde há relativamente maior disponibilidade de terra e a temperatura é mais favorável à sua operação (MARA, 1976).

As principais desvantagens das lagoas de estabilização são:

- (a) Necessidade de grandes áreas para sua implantação, devido a longos períodos de tempo de detenção hidráulica para a estabilização da matéria orgânica, em virtude da mesma ser realizada através de processos naturais (ARTHUR, 1983; SILVA et al., 1987);
- (b) A alta concentração de sólidos suspensos presente no efluente devido à biomassa de algas que se forma nas lagoas facultativas e de maturação (ELLIS, 1983). No entanto, os sólidos suspensos presentes no efluente das lagoas de estabilização apresentam características diferentes dos sólidos do esgoto bruto (GLOYNA & TSCHILER, 1981).

2.2 – Mecanismos de tratamentos de águas residuárias em lagoas de estabilização

Nas lagoas de estabilização atuam diferentes mecanismos de tratamentos de águas residuárias. De acordo com Oliveira (1990), podem ser destacados:

- a) o efeito reservatório, o qual expressa a capacidade de diluição da lagoa e permite a absorção de choques de carga orgânica e hidráulica;

- b) Sedimentação primária, a qual é responsável pela remoção de sólidos suspensos sedimentáveis para camada no fundo da lagoa, particularmente, nas lagoas facultativas primárias e anaeróbias que recebem águas residuárias brutas.
- c) Biodegradação de compostos orgânicos por digestão anaeróbia ou oxidação aeróbia.

A biodegradação da matéria orgânica, via digestão anaeróbia e oxidação aeróbia, constitui-se no mecanismo mais importante para a remoção de material orgânico em um sistema de tratamento biológico, no qual as bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de energia (catabolismo) ou para a síntese de material celular (anabolismo) transformando-o em produtos estáveis. A parte catabólica se divide em dois processos: catabolismo oxidativo e o fermentativo. O catabolismo oxidativo é uma reação redox na qual a matéria orgânica (reduzora) é oxidada por um oxidante também presente no meio líquido (oxigênio, nitrato ou sulfato). O catabolismo oxidativo, que também se chama respiração aeróbia, quando o oxigênio é o oxidante, e anaeróbia quando nitrato ou sulfato são aceptores de elétrons do material orgânico. No catabolismo fermentativo não há presença de um oxidante, o processo ocorre devido ao rearranjo de elétrons na molécula fermentada, formando no mínimo dois produtos. Geralmente, para que se formem produtos estabilizados, são necessárias várias fermentações sequenciais (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Um processo fermentativo muito importante é a digestão anaeróbia, pois, sendo considerada como uma última fermentação, seus produtos finais são estáveis.

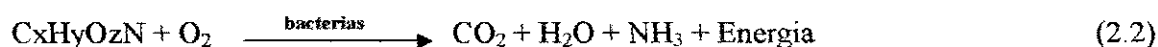
2.2.1 – Oxidação Aeróbia da matéria orgânica

As bactérias oxidam a matéria orgânica, a fim de suprirem com suficiente energia que as capacitarão a sintetizar moléculas tão complexas como proteínas e polissacarídeos, que são necessárias à produção de novas células. Este metabolismo está apresentado na equação 2. 1 (SILVA & MARA, 1979).



A oxidação aeróbia da matéria orgânica é realizada por bactérias aeróbias e facultativas que metabolizam a matéria orgânica produzindo novas células e produtos finais tais como dióxido de carbono, água, fosfato e amônia (Oliveira, 1990). De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994), o processo no qual parte do material orgânico metabolizado é transformado quimicamente em produtos finais estáveis, acompanhado pela liberação de energia, como mostra a equação 2.2, é chamado de catabolismo ou dissimilação e o processo de assimilação ou síntese de nova massa celular, representado na equação 2.3, que ocorre simultaneamente ao catabolismo, é chamado de anabolismo. Dependendo do tipo de microorganismo, a fonte material para a síntese de nova massa celular pode ser material orgânico (microorganismo heterótrofo) ou dióxido de carbono (neste caso o microorganismo é chamado de autótrofo).

Catabolismo



Anabolismo



De acordo com (SILVA & MARA, 1979), um terço de matéria orgânica disponível é usada em reações catabólicas e dois terços em reações anabólicas. Um outro aspecto de fundamental importância no metabolismo aeróbio é o decaimento bacteriano, baseado no fato de que parte da massa celular é biodegradável e pode ser oxidada, e parte não biodegradável (não oxidada). A oxidação do material celular é chamada respiração endógena, e do material orgânico extracelular, respiração exógena. A parte não biodegradável é chamada de resíduo endógeno, é removido do sistema de tratamento junto com o lodo (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). O metabolismo aeróbio é representado na Figura 2. 1.

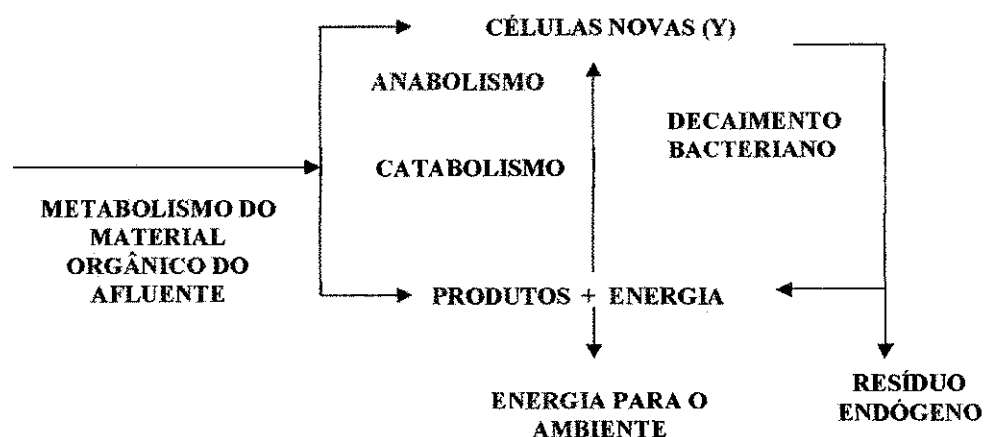


Figura 2.1. Representação do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e decaimento bacteriano.

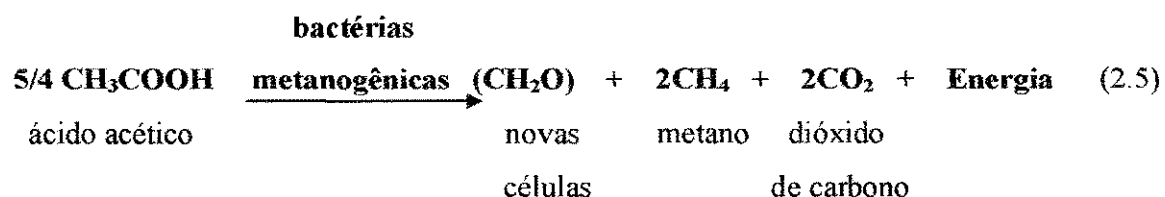
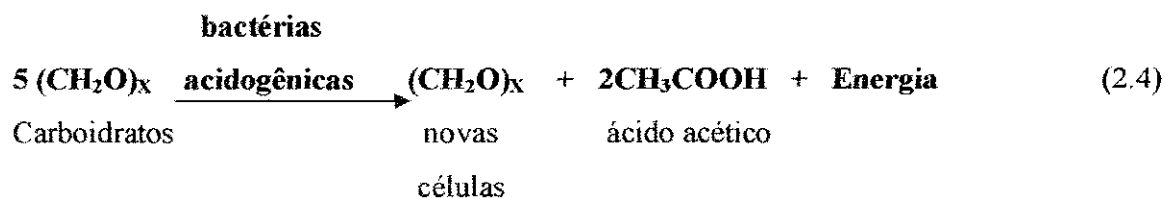
Fonte: Van Haandel e Lettinga (1994)

2.2.2 – Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica que ocorre na ausência de oxigênio molecular e combina mecanismos de respiração anaeróbia e fermentação, simultaneamente (OLIVEIRA, 1990), exercidas por bactérias anaeróbias e facultativas, no qual a matéria orgânica é convertida em produtos orgânicos estáveis como o metano, e inorgânico como o gás carbônico. Este processo geralmente acontece em duas principais fases: a fermentação ácida e a fermentação metanogênica realizadas respectivamente por dois grupos distintos de bactérias (acidogênicas e metanogênicas).

Na primeira fase um grupo de bactérias anaeróbias-facultativas, que são chamadas bactérias formadoras de ácidos ou fermentativas, convertem os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em ácidos orgânicos (acético, propiónico e butírico). Na segunda fase, os ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio, são convertidos em produtos finais gasosos, ou seja, o metano e o gás carbônico. Essa

conversão se dá através das bactérias metanogênicas, estritamente anaeróbias. As reações envolvidas nas duas fases são representadas pelas equações abaixo:



Segundo Van Haandel & Lettinga (1994), o processo de conversão da matéria orgânica através da digestão anaeróbia, é um processo que envolve quatro etapas onde participam grupos distintos de microorganismos, a saber:

Hidrólise

Neste processo o material orgânico particulado (proteínas, carboidratos e lipídios) são convertidos em compostos dissolvidos de menor peso molecular, realizadas sob ação de exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas em aminoácidos, os carboidratos em açúcares solúveis e os lipídios em ácidos graxos.

Acidogênese

Os compostos dissolvidos produzidos na fase da hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas, e após a acidogênese excretados como substâncias orgânicas mais simples, tais como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. A acidogênese é realizada por um grupo diversificado de bactérias das quais, a maioria é constituída por anaeróbias. Entretanto, algumas espécies são facultativas e metabolizam o material orgânico pela via oxidativa,

evitando desta forma, que as bactérias estritamente anaeróbias se intoxiquem com o oxigênio dissolvido que eventualmente se faça presente.

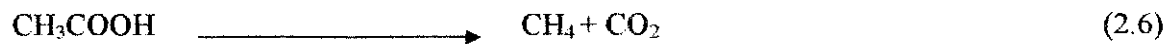
Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono) para a produção de metano.

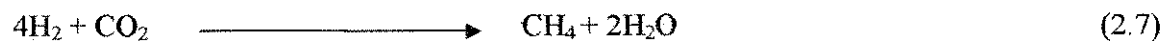
Metanogênese

Na metanogênese ocorre a formação do metano pelas bactérias metanogênicas. Nesta etapa atuam dois grupos de bactérias, as acetotróficas (o metano é produzido pela redução do ácido acético) e hidrogenotróficas (o metano é produzido pela redução do dióxido de carbono). Neste processo desenvolvem-se as seguintes reações catabólicas:

Metanogênese Acetotrófica



Metanogênese Hidrogenotrófica



As bactérias que produzem metano a partir do hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a taxa de transformação do material orgânico complexo presente no esgoto. Esta descrição da digestão anaeróbia é ilustrada esquematicamente na Figura 2. 2.

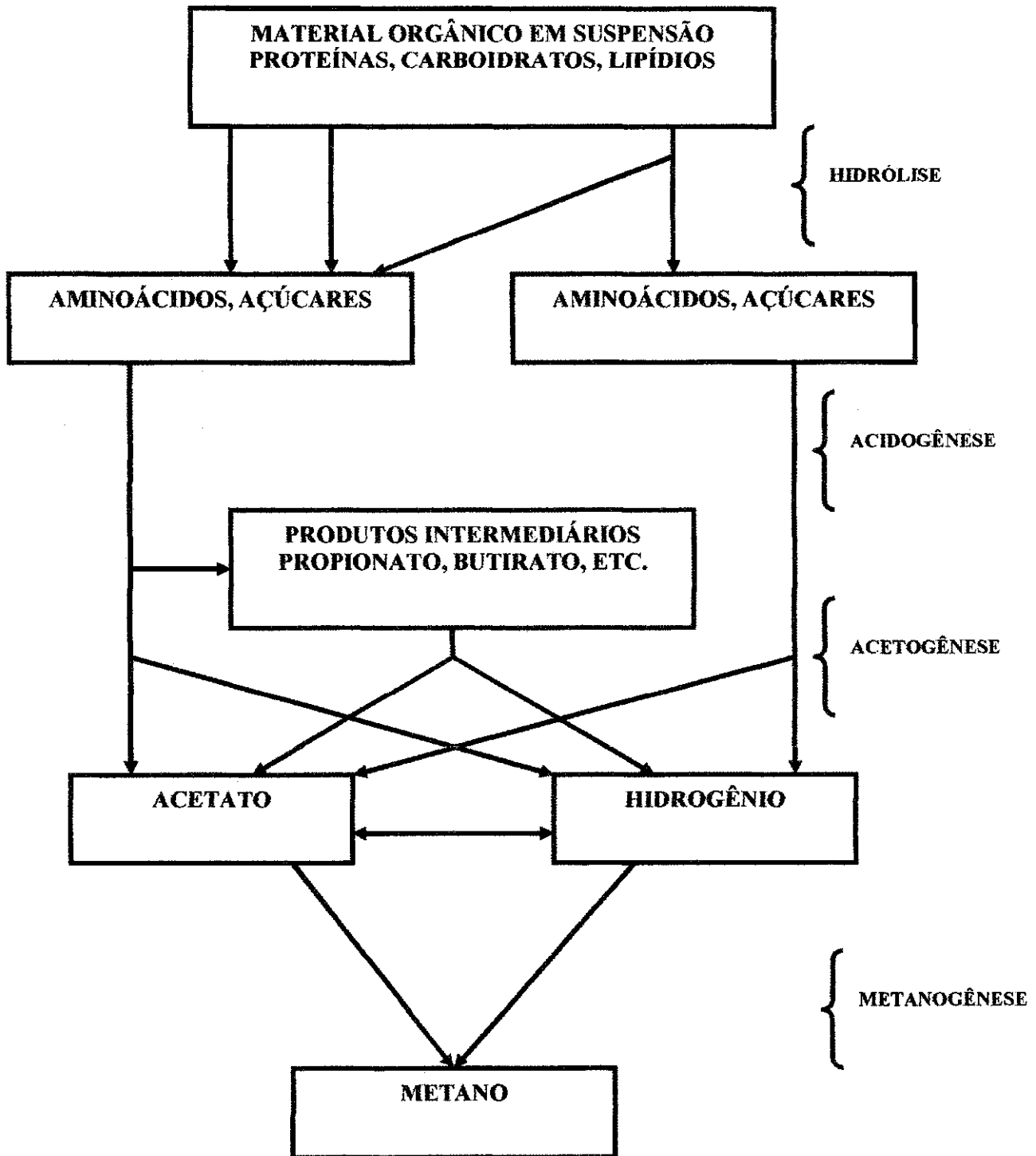


Figura 2.2. Seqüência de processos da digestão anaeróbia de macromoléculas complexas.

Fonte: Gujer e Zehnder (1983) *apud* Van Haandel e Lettinga (1994).

2.3 – Classificação das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são classificadas em:

- lagoas anaeróbias
- lagoas facultativas
- lagoas de maturação

Essa classificação é baseada nas faixas de cargas orgânicas a que são submetidas e que, por sua vez, determina a predominância de oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia (OLIVEIRA, 1990), devendo ser lembrado que determinadas características físicas como profundidade, por exemplo, contribuem para atenuar ou acentuar essa predominância. Tais lagoas podem ser arranjadas em diferentes combinações e quantidades para formar sistemas de lagoas em série, e assim atingir, o grau de tratamento desejado (MARA & PEARSON, 1986).

2.3.1 – Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são projetadas para receber águas residuárias bastante concentradas e com alto teor de sólidos suspensos. São caracterizadas pela ausência de oxigênio dissolvido por toda a coluna (2 a 5 m de profundidade, MARA & PEARSON 1986), devido às altas cargas orgânicas a que são submetidas, ocorrendo dessa forma a remoção da matéria orgânica, predominantemente, através da digestão anaeróbia.

São destinadas ao tratamento primário de águas residuárias fortemente poluídas, nas quais as partículas sólidas sedimentáveis, decantadas na camada de fundo da lagoa, são digeridas anaerobiamente pelas bactérias acidogênicas e metanogênicas (SILVA & MARA, 1979). De acordo com Mara e Pearson (1986) valores de DBO₅ e sólidos em suspensão maiores que 300mg/l representam concentrações adequadas á obtenção de melhores resultados com a utilização de tais lagoas. A eficiência de remoção de DBO nessas lagoas é da ordem de 50% a 60%, implicando na necessidade de um tratamento posterior. As unidades mais utilizadas são as lagoas facultativas (VON SPERLING, 1996).

2.3.2 – Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são a variante mais simples e mais usada do processo de lagoas e podem receber águas residuárias brutas (lagoas facultativas primárias) ou efluentes provenientes de outras unidades de tratamento (lagoas facultativas secundárias), como lagoas anaeróbias, tanques sépticos ou outro tratamento primário convencional. São chamadas facultativas devido as condições aeróbias mantidas na superfície com profundidade variando de 30 a 50 cm (PEARSON, 1987), onde o oxigênio é suprido pela aeração superficial, e principalmente, pela atividade fotossintética do fitoplâncton, e uma camada inferior anaeróbia, o que permite ao longo da profundidade a ocorrência simultânea de processos aeróbios e anaeróbios de degradação da matéria orgânica. Os princípios e funcionamentos de uma lagoa facultativa estão ilustrados na Figura 2.3.

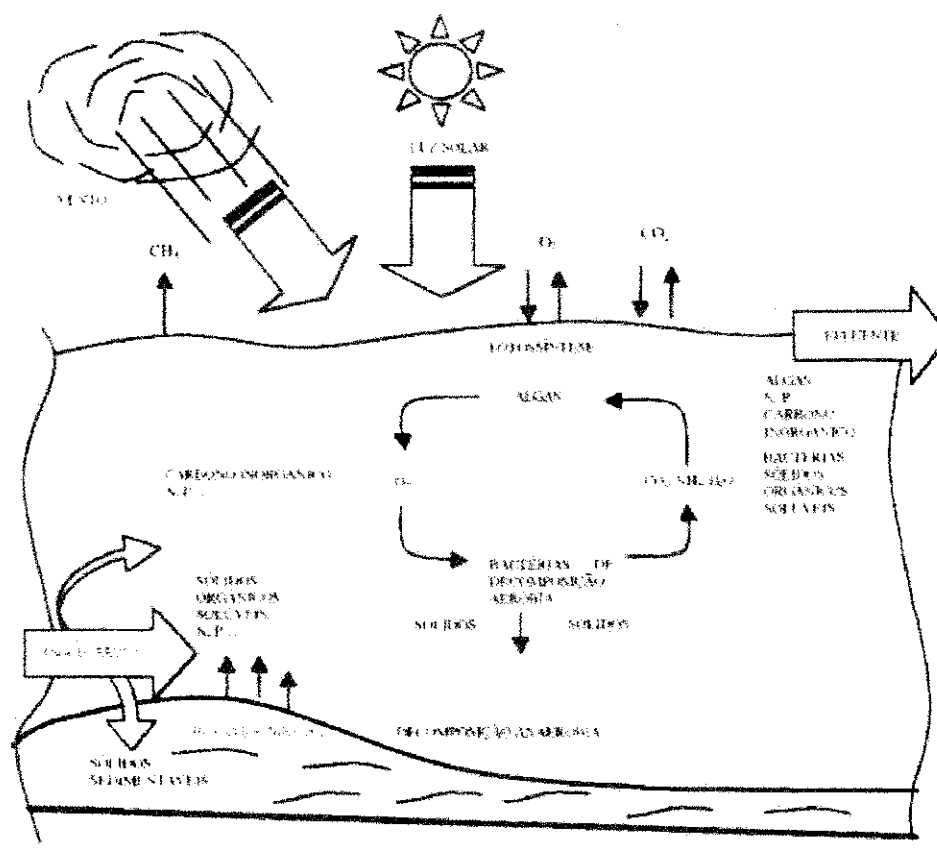


Figura 2.3. Princípios e funcionamentos de uma lagoa facultativa.

Fonte: Modificado de Jordão e Pessoa (1995).

Assim como nas lagoas anaeróbias, seu principal objetivo é a remoção da matéria orgânica. Em lagoas facultativas primárias a remoção da DBO ocorre por sedimentação primária e atividade bioquímica, enquanto que nas lagoas facultativas secundárias o papel da sedimentação tende a ser mínimo. As lagoas facultativas tem profundidade que variam de 1 a 2,5 m, segundo Mendonça (1990) ou de 1,5 a 3 m, de acordo com Von Sperling (1996), mas são comumente de 1,5 m (OLIVEIRA, 1990).

Em lagoas facultativas primárias, a parcela de DBO afluente correspondente aos sólidos orgânicos e o excesso da biomassa produzida na lagoa, sedimentam no fundo, formando uma camada de lodo que é digerida anaerobiamente, liberando gases e ácidos orgânicos solúveis para a camada de líquido superior. A parcela referente aos sólidos solúveis e suspensos, existentes nos níveis superiores, é metabolizada por bactérias heterotróficas aeróbias e aeróbio-facultativas, que usam o oxigênio molecular como agente oxidante e na falta deste, a degradação biológica é realizada pelas bactérias anaeróbio-facultativas (BENEFIELD & RANDALL, 1980; PESCOD & MARA, 1988).

Durante a degradação da matéria orgânica as bactérias liberam gás carbônico, nitrogênio inorgânico e fosfato, os quais são utilizados pelas algas, durante a fotossíntese, gerando novas células e, liberando oxigênio para a massa líquida. O oxigênio, por sua vez será utilizado pelas bactérias aeróbias e facultativas para a degradação de mais matéria orgânica e formação de novas células, caracterizando, desta forma uma relação mutualística (simbiose), entre algas e bactérias, ilustrada na Figura 2. 4.

Esta relação ocorre apenas dentro da camada que se estende da superfície até a profundidade onde a luz pode penetrar (zona fótica).

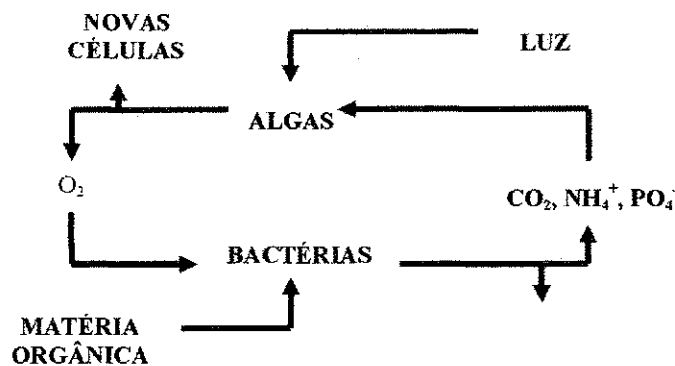


Figura 2.4. Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas facultativas.

Fonte: Mara (1976)

Lagoas facultativas são propícias ao desenvolvimento de uma grande biomassa de algas, com predominância de gêneros flagelados, particularmente, *Euglena*, *Chlamydomonas* e *Pyrobotrys*, conforme observado por König (1984) e Oliveira (1990). Eles também observaram que o número de gêneros tende a aumentar com a diminuição da carga orgânica.

A atividade fotossintética das algas e cianobactérias varia com a intensidade luminosa. Sua variação no ciclo diário provoca mudanças na profundidade da camada aeróbia e na concentração de oxigênio dissolvido ao longo da coluna líquida, podendo causar desde elevadas concentrações de oxigênio dissolvido durante o dia, até condições anaeróbias, à noite, deixando de produzir oxigênio e passando a exercer demanda juntamente com a população bacteriana. Somente uma camada bastante superficial pode manter-se aeróbia. O pH também varia ao longo da profundidade e ao longo do dia, aumentando com a atividade fotossintética, podendo atingir valores em torno de 10 (VON SPERLING, (1996). Na fotossíntese as algas consomem dióxido de carbono da massa líquida mais rapidamente do que as bactérias produzem. Como consequência, os íons bicarbonato presentes se dissociam para produzirem mais dióxido de carbono e também o íon hidroxila, que é alcalino, elevando, assim, o pH, como mostra a equação 2. 8.



Nas condições de pH elevado pode ocorrer conversão do íon amônio (NH_4^+) para amônia livre (NH_3), a qual é tóxica, mas tende a escapar para a atmosfera; precipitação de fosfatos e conversão de sulfetos (H_2S), causador de mau cheiro, a bissulfeto (HS^-) inodoro.

Devido à intensa radiação solar, durante as horas iluminadas do dia, ocorre o fenômeno da estratificação térmica na coluna líquida da lagoa. Durante o dia a camada superior mais quente é separada da camada inferior mais fria por uma espessa camada estática de grande mudança de temperatura, chamada termoclina. Com o aquecimento da camada superior da lagoa, esta se torna menos densa que a camada inferior, dificultando a mistura da massa líquida.

Nos dias ensolarados e ausência de ventos, os efeitos da estratificação térmica podem se tornar mais acentuados por influência das algas. Como a excessiva intensidade de

luz e a alta temperatura podem provocar efeito nocivo, as algas flageladas se afastam da camada superficial, acima da termoclina, de elevada temperatura (acima de 35 °C), formando uma densa camada situada a cerca de 30 a 50 cm abaixo da superfície dificultando a penetração da luz para as camadas mais inferiores. As algas não flageladas sedimentam, atingindo a zona escura da lagoa, deixando de produzir oxigênio, implicando, ao contrário, no consumo do mesmo. A estratificação térmica diminui a eficiência da lagoa pois permite o aparecimento de zonas estagnadas e uma má distribuição de algas, oxigênio dissolvido e matéria orgânica (MARA, 1976).

Durante a noite, a camada superficial perde calor mais rapidamente que a camada inferior, tornando-se mais densa e afundando, provocando assim uma mistura por convecção (OLIVEIRA, 1990; SILVA e MARA, 1979; SILVA, 1982). A mistura minimiza o surgimento de curtos-circuitos hidráulicos, a formação de zonas mortas, possibilitando uma melhor distribuição vertical de DBO, bactérias, algas e oxigênio, melhorando, assim, o grau de tratamento da matéria orgânica. A estratificação é, portanto, caracterizada pela redução de algas na zona fótica, o que reduz a produção de oxigênio e, conseqüentemente a estabilização da matéria orgânica. Em áreas com pouco ou nenhum vento na superfície da lagoa, esta permanece estratificada, o que diminui a sua eficiência.

2.3.3 – Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são projetadas para receberem efluentes de lagoas facultativas ou de outros sistemas de tratamento (lodo ativado, filtros biológicos), com baixas cargas orgânicas, o que implica numa menor demanda de oxigênio para a degradação da matéria orgânica, fazendo prevalecer em tais lagoas ambientes aeróbios. As lagoas de maturação apresentam menor turbidez do que os outros tipos de lagoas, logo, a radiação solar pode penetrar até camadas mais profundas, favorecendo o desenvolvimento de algas e cianobactérias em toda extensão da massa líquida. Esses microrganismos, através da atividade fotossintética, liberam oxigênio molecular em quase toda a coluna d'água (OLIVEIRA, 1990).

O principal objetivo das lagoas de maturação é a redução de organismos patogênicos para níveis que possam ser aceitáveis pelos padrões de lançamentos vigentes

(LUMBERS, 1979; PARKER, 1979; PEARSON, 1987). De acordo com Silva e Mara (1979), quando se faz um adequado projeto e um dimensionamento criterioso, a eliminação de organismos patogênicos poderá atingir valores da ordem de 99,999 %.

Segundo James (1987) e Oliveira (1990), são vários os fatores que contribuem para a redução de organismos patogênicos em lagoas de maturação, os quais podem ser citados:

- insolação;
- temperatura e pH elevados;
- escassez de substrato;
- competição entre as diversas espécies de microrganismos;
- organismos predadores;
- compostos tóxicos, etc.

As lagoas de maturação têm usualmente 1 a 2 m de profundidade e são completamente aeróbias, exceto por um curto período de tempo, geralmente antes do amanhecer, quando podem tornar-se anaeróbias (PEARSON, 1987).

A remoção de DBO em uma lagoa de maturação é pequena, pois são necessárias duas lagoas destas em série (cada uma com um tempo de detenção de 7 dias) para reduzir uma DBO de cerca de 50 a 70 mg/l para um valor menor que 25 mg/l (SILVA & MARA, 1979).

Numa série de lagoas, as de maturação são geralmente projetadas com a mesma profundidade das lagoas facultativas a que estão associadas.

As lagoas de maturação são também indicadas para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) já que em tais lagoas, o pH se eleva para valores na faixa de 8 a 9, e até superiores, devido à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação, o que resulta no consumo líquido de CO_2 , podendo, assim, haver uma remoção parcial de nutrientes: as espécies de nitrogênio amoniacal estão predominantemente na forma não dissociada NH_3 que, por ser um composto volátil, pode ser removido através do desprendimento da massa líquida (volatilização de amônia). O fósforo, nessas condições, é precipitado como hidroxiapatita, $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ ou estruvita, $\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4$ (LIMA, 2001).

2.4 – Eficiência de tratamento em lagoas de estabilização

Diversos fatores influenciam na eficiência de tratamento de águas residuárias, feito por lagoas de estabilização, que são classificados, segundo Hess (1975), em três conjuntos de fatores:

- Os incontroláveis: insolação, ação dos ventos, evaporação e chuva;
- Os parcialmente controláveis: permeabilidade do fundo da lagoa, nutriente, carga poluidora;
- Os controláveis relacionados ao projeto físico: dimensões, período de detenção, número e distribuição das lagoas, etc.

Os fatores físicos mais citados na literatura como influenciando no desempenho das lagoas de estabilização são relacionados à geometria da lagoa dizendo respeito à forma, orientação com relação a ventos e dimensões (OLIVEIRA, 1990). Estes fatores, de um modo geral, são considerados no dimensionamento deste tipo de lagoa e podem ser controlados pelo homem.

Dentre as características físicas a profundidade é o parâmetro mais importante no dimensionamento de uma lagoa, tendo implicação direta no tempo de detenção bem como sobre a predominância relativa de condições aeróbias ou anaeróbias. No processo de sua seleção deverão ser levadas em conta importantes considerações de ordem prática como: As lagoas com profundidades inferiores a 1,0 m embora se comportem como fracamente aeróbias, devido ao desenvolvimento de algas, proporcionam o crescimento de plantas junto às margens, que dificultem o fluxo, retêm detritos, inibem a mistura e favorecem a proliferação de mosquitos. As lagoas mais profundas (> 1,2 m) permitem maior acumulação de lodo, possibilitam maior tempo de detenção, entretanto, aumentam a camada anaeróbia do fundo. Ainda não se tem conhecimento suficiente para otimizar a profundidade da lagoa. Mas segundo os autores (SILVA, 1982; OLIVEIRA, 1990), são unânimes em adotar lagoas não muito rasas, sendo 1,2 e 1,5 m as usualmente indicadas.

Para se conseguir uma mistura máxima provocada pelo vento, a localização da lagoa deve possibilitar que os ventos predominantes soprem na direção da saída para a entrada

permitindo uma melhor homogeneização do líquido afluyente com o da lagoa. Geralmente, a mistura que ocorre numa lagoa facultativa durante o dia apresenta as seguintes fases: pela manhã, a mistura é completa e a temperatura é uniforme ao longo da coluna. Nos intervalos de calma e forte radiação solar, desenvolve-se a estratificação térmica. Durante a noite a camada acima da termoclina perde calor mais rapidamente do que as do fundo, tomando-se mais densas e afundando, provocando uma mistura por convecção. A mistura pode ser provocada artificialmente numa lagoa facultativa, bombeando-se água da camada abaixo da termoclina para a superfície. Com isso, há uma melhor distribuição das algas nela existentes bem como o oxigênio dissolvido aumentando a eficiência do sistema (SILVA, 1982).

Segundo Von sperling (1996), os principais parâmetros de projeto das lagoas facultativas são a carga orgânica e o tempo de detenção. Todavia, o tempo de detenção não é o parâmetro fundamental para o projeto, estando o mesmo associado à carga orgânica, de acordo com Oliveira (1990), que cita também com base em dados da literatura que o tempo de detenção nas lagoas facultativas primárias está entre 20 e 40 dias. Esta variação está bem próxima das faixas de 15 a 43, dias mencionada por Von sperling (1996), e, de 11 a 43 dias, citada por Oliveira (1995). Pesquisas realizadas na EXTRABES, ao longo de 30 anos em lagoas de estabilização em escala-piloto não registrou a operação de uma única lagoa facultativa primária ou secundária com tempo de detenção maior que 20 dias, sendo 18,9 dias o máximo de tempo alcançado (SILVA, 1982; OLIVEIRA, 1990). O tempo de detenção está relacionado à atividade das bactérias, pois diz respeito ao tempo necessário para que os microrganismos procedam à estabilização da matéria orgânica. É baseado no tempo de detenção adotado e na vazão do projeto, que o volume requerido para a lagoa pode ser calculado.

Já a área requerida para lagoa é calculada em função da carga orgânica superficial, a qual é baseada na necessidade de se ter uma área de exposição a luz solar, para garantir o crescimento das algas e, conseqüentemente uma produção de oxigênio necessário para a estabilização da matéria orgânica. Portanto, a área está relacionada diretamente a atividade das algas. A carga orgânica a ser adotada depende de fatores locais como temperatura, altitude, horas de insolação, etc. regiões de clima quente permitem a adoção de cargas elevadas, até superiores a 300kg DBO₅ /ha.dia, o que implica em áreas menores. Por outro

lado, locais de clima temperado requerem cargas até inferiores a 100 kg DBO₅ / ha.dia. No Brasil, têm sido adotadas cargas variando de 250 a 350 kg DBO₅ / ha.dia (VON SPERLING, 1996).

2.5 – Influência de chicanas no desempenho de lagoas de estabilização

O uso de chicanas em lagoas de estabilização no Brasil ainda é pouco difundido e a literatura é bastante escassa. Porém desde 1997 a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) tem desenvolvido pesquisas com lagoas de estabilização, em escala-piloto, providas de chicanas com varias configurações, visando avaliar a influência de chicanas no desempenho das mesmas, particularmente com relação à remoção de matéria orgânica e indicadores fecais, desempenho do projeto físico e faixas de cargas orgânicas. Sabe-se que as chicanas em sistemas de tratamento aproximam o fluxo hidráulico ao modelo de fluxo de pistão ou de carga não dispersa (o fluxo se assemelha a um êmbolo, com um mínimo de dispersão longitudinal), que é mais eficiente que os sistemas de mistura completa (ALMEIDA, 2000).

Lagoas de estabilização tem como principio básico de tratamento dos esgotos o tempo de detenção hidráulica (TDH). A presença de uma parcela de efluentes com idade abaixo do TDH teórico (razão volume/vazão) ocasiona parcial deterioração da qualidade do efluente. Tal fato é causado pela existência de zonas de estagnação (zonas mortas) no interior da lagoa, culminando nos chamados curto-circuitos hidráulicos, Silva et al (2001).

Segundo Mangelson e Watter (1972) apud Silva et al (2001) à medida que a razão comprimento/largura (e a razão largura/profundidade) de uma lagoa aumenta, diminui a existência de zonas mortas na mesma. Dessa forma, o uso de chicanas em lagoas de estabilização potencialmente melhora a qualidade do efluente (Middlebrooks et al, 1982, Kilani e Ogunrombi, 1984), pois o aumento da razão comprimento/largura pode induzir o liquido a percorrer quase que completamente toda a extensão da lagoa, fazendo com que o TDH real se aproxime do TDH teórico. Além disso, dependendo da razão comprimento/largura, o uso de chicanas induz a lagoa a trabalhar sob um regime hidráulico mais aproximado de fluxo em pistão, o qual seria o limite teórico de fluxo ideal, provocando uma diminuição do TDH necessário para se atingir determinado grau de

tratamento, com conseqüente diminuição nos custos de implantação de um sistema de lagoas de estabilização, Silva et al (2001). Segundo Middlebrooks et al. (1982), as chicanas além de ordenarem o fluxo, minimizando os curto-circuitos hidráulicos, também se comportam similarmente a discos biológicos, servindo de substrato para o rápido crescimento de algas e bactérias.

As chicanas são barreiras ou peças divisórias que podem ser fixas ou removíveis, dos tipos transversal, vertical ou longitudinal (Figura 2.5), que pode dividir a lagoa em vários canais paralelos ou em canais do tipo vai-e-vem que transformam a lagoa em um longo canal, veiculando toda a vazão de entrada.

2.6 – Influência sobre o desempenho hidráulico

Com relação ao fluxo hidráulico, existem dois tipos de reatores que se comportam como os limites, dentro dos quais, na prática todos os outros reatores se enquadram. São eles:

- Reatores de fluxo pistão (Plug Flow), ou de carga não dispersa
- Reatores de mistura completa, ou de carga totalmente dispersa

Entretanto, o regime hidráulico em uma lagoa de estabilização não segue exatamente esses dois modelos ideais, mas sim, um modelo intermediário. 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 hidráulicos.

Lagoas de estabilização são reatores com fluxo de carga parcialmente dispersa sendo atribuídos coeficientes ou números de dispersão entre 0,2 e 2,0 (MARA & PEARSON, 1986) e até mesmo 4,0 conforme Arceivala (1981).

Reatores com elevados coeficientes de dispersão ou de mistura completa são os mais ineficientes enquanto que os de fluxo pouco disperso ou próximos do fluxo pistão são os de melhor desempenho.

Para melhorar as características hidráulicas e as condições de mistura em lagoas de estabilização com tempos de detenção muito longos e ocupando grandes áreas tem sido proposto a subdivisão do sistema em um mínimo de 3 mas, preferivelmente 4 compartimentos (Middlebrooks et al., 1982). A compartimentação de lagoas pode ser feita usando lagoas separadas (uma série de lagoas) ou utilizando chicanas (lagoas subdivididas).

Middlebrooks et al. (1982), Reynolds et al. (1975) e Kilani e Ogunrombi (1984) apud Oliveira (1997), citam as chicanas como uma alternativa simples e eficiente para modificar o fluxo hidráulico das lagoas. Esses autores, também consideram que o uso de chicanas transversais não é tão eficiente quanto às chicanas longitudinais, que orientam o fluxo no sentido do comprimento da lagoa e melhoram o desempenho do reator.

Experimentos realizados por Muttamara e Puetpaiboon (1996) apud Barros (1999), 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.

Middlebrooks e seus colaboradores também observaram em experimentos com lagoas providas de chicanas, eficiências de remoção de materiais residuários entre 74 e 84 %, para $K = 0.40 \text{ dia}^{-1}$ (taxa específica de remoção de material orgânico), as quais são maiores que as observadas em lagoas de fluxo disperso sem chicanas (entre 52 e 71 % para $K = 0.40 \text{ dia}^{-1}$). Estes resultados encorajam a utilização de chicanas em lagoas de estabilização, como elementos que, pelo aumento da razão L/W (comprimento/largura), efetivamente levam a um melhor desempenho hidráulico do reator (DINIZ, 1999).

O projeto de lagoas de estabilização com chicanas deve levar em consideração alguns parâmetros de dimensionamento, como a relação comprimento da chicana e a largura da lagoa para chicanas transversais ou a relação comprimento da chicana/comprimento da lagoa para chicanas longitudinais bem como o espaçamento entre as chicanas; o comprimento da chicana não deve exceder 70 % da largura da lagoa no primeiro caso ou 70 % do comprimento no segundo caso, pois de outro modo, seriam criados corredores estreitos, os quais contribuiriam para intensificar o transporte de material para a saída reduzindo assim, a eficiência da lagoa (DINIZ, 1999).

Como elementos ordenadores do fluxo do líquido no interior do reator as chicanas contribuem para aumentar o tempo de detenção efetivo em unidades de tratamentos.

2.7 – Influência de chicanas na remoção de matéria orgânica

A chicana serve como habitat para o crescimento de bactérias e algas aderidas a ela e, dessa forma 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) apud Barros (1999).

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 DBO_5 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.).

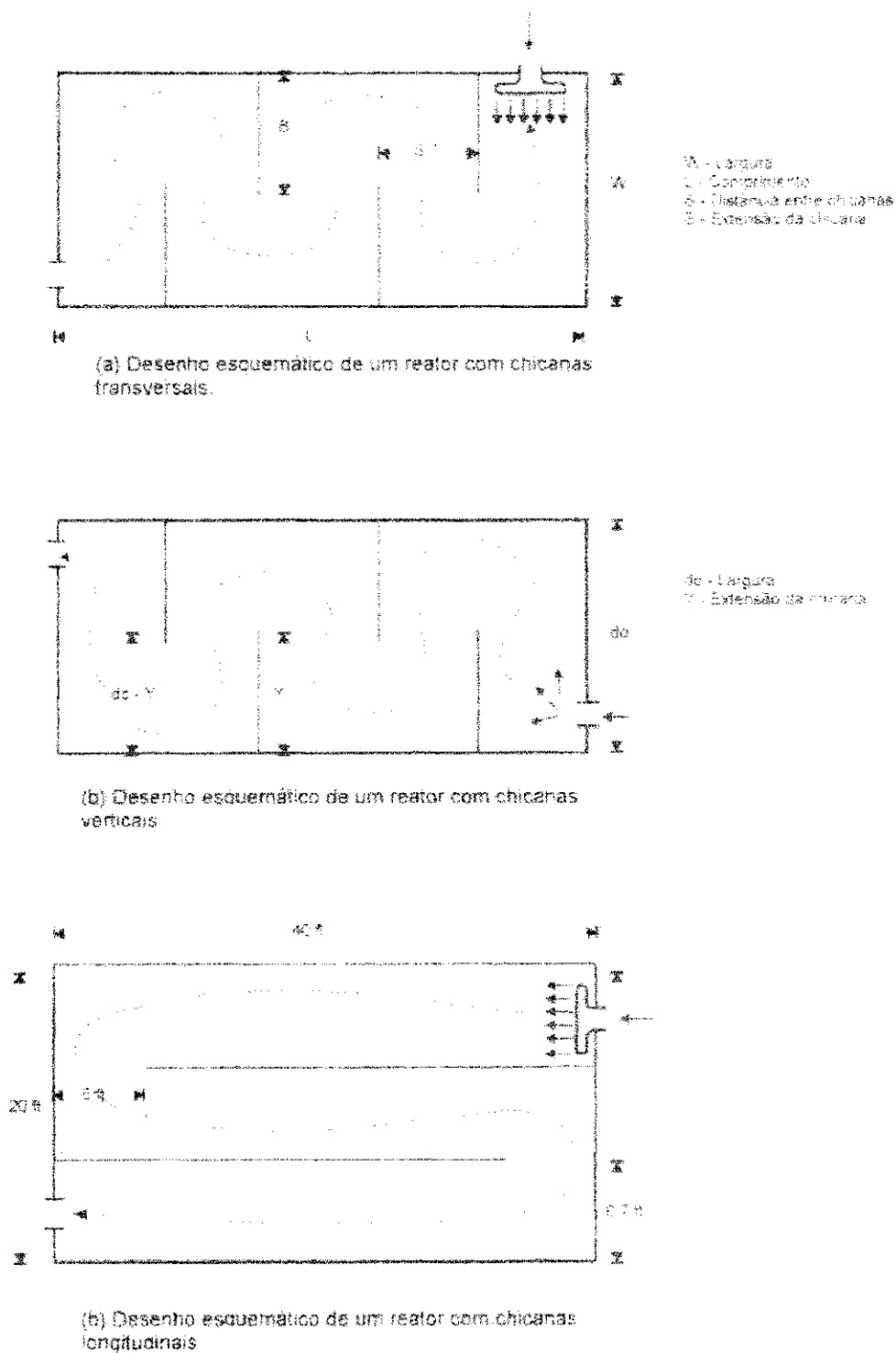


Figura 2.5. Tipos de chicanas.

Fonte: Middlebrooks et al. (1982)

3.0 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Descrição do sistema experimental

O sistema experimental, em escala-piloto, era constituído de quatro lagoas facultativas primárias denominadas F27, F28, F29 e F30, formando o sistema XXI, conforme ilustrado na Figuras 3.1. A Tabela 3.1 apresenta as dimensões físicas das lagoas do sistema. O sistema foi construído em alvenaria de tijolos revestida de argamassa de cimento e areia sobre uma base de concreto simples, nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal de Campina Grande (EXTRABES - UFCG) na cidade de Campina Grande, Paraíba, região nordeste do Brasil.



Figura 3.1. Vista do sistema experimental localizado na EXTRABES – UFCG – Campina Grande/PB.

A lagoa F27 era provida de 3 chicanas paralelas, construídas em alvenaria de tijolos cerâmicos, sem revestimento e reforçada por pilares de concreto armado a cada 3 m, distando cerca 1,7 m uma da outra, formando 4 canais paralelos no interior da mesma. Na

SILVA, S.A., MARA, D. D. AND OLIVEIRA, R. (1987). **The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in northeast Brazil**. Water Science and Technology, 19(12), pp. 61-64.

SILVA, J. B. P. (1998). **Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande – PB.

SILVA, O.L.C. (1999). **Avaliação de espécies de enxofre em lagoas de estabilização facultativas primárias com chicanas tratando esgotos domésticos**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande – PB.

SILVA, S. A.; BARROS, J. V.; OLIVEIRA, R.; ATHAYDE JÚNIOR, G.B.(2000) **Análise do comportamento de ácidos voláteis em uma lagoa facultativa primária profunda provida de chicanas do tipo vai-e-vem**. Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro-BA, 09-14 de abril de 2000. III-051, p 925-932.

SILVA, S. A.; ATHAYDE JÚNIOR, G.B; OLIVEIRA, R.(2001) **Efeito de chicanas no desempenho de lagoas de estabilização**. Anais do XXI Congresso de engenharia sanitária e ambiental. João Pessoa – PB, 16 a 21 de setembro de 2001. II-034.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. (2002). **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande – PB. 266p.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1981). **Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research**. 2th edition. San Francisco: W.H. Freeman and Company.

SOUSA, M. do. S. M. (1994). **Variações no ciclo nictemeral da qualidade do efluente final da ETE do município de Guarabira**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande – PB.

VAN HAANDEL, A. C. & Lettinga, G. (1994). **Tratamento Anaeróbio de esgoto em Regiões de Clima Quente**. Campina Grande – PB: Epgraf. 198p.

VON SPERLING, M. (1996). **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.

lagoa F30 as chicanas do mesmo tipo foram em números de 5 e formavam 6 canais com cerca de 1,1 m de largura.

Nessas lagoas, a distância entre a extremidade final da chicana e a parede de jusante era de cerca de 2,5 m. Os dispositivos de entrada das lagoas F27 e F30 compreendiam, respectivamente, 4 e 6 tubos de descarga de 50 mm de diâmetro, cujas extremidades inferiores estavam situadas a cerca de 50 cm abaixo da superfície líquida (Figura 3.4) junto à parede de montante. A estrutura de saída era constituída de dois tubos de 75 mm, posicionados a cerca de 2,3 m, de cada uma das paredes laterais.

A lagoa F28 não possuía chicana e, por isso, foi mantida como um reator de controle do experimento. A lagoa F29 era provida de chicana do tipo vai - e - vem, o que a fez funcionar como um longo canal (75 m) de cerca de 2,3 m de largura. A estrutura de saída de F28 era semelhante às de F27 e F30, enquanto que um único tubo de 50 mm era posicionado na região de saída da lagoa F29.

Tabela 3.1. Características físicas do sistema experimental

	Largura (m)	Comprimento (m)	Profundidade (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)
F27	7,15	25,4	2,30	182	418
F28	7,15	25,4	2,30	182	419
F29	7,10	25,4	2,30	181	416
F30	7,00	25,4	2,30	178	409

3.2 – Alimentação do sistema experimental

Cada lagoa do sistema experimental foi alimentada com água residuária bruta 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 um tanque de nível constante (TNC), situado no interior da casa de bombas, conforme ilustrado na Figura 3.2.

Do TNC, o esgoto era bombeado para o interior de cada lagoa, a uma vazão média de 28 m³/dia, através de bombas peristálticas de velocidade variável NETZSCH (modelo NE 30A), resultando em tempos de detenção hidráulica médios de 15 dias.

Nas lagoas providas de chicanas paralelas, a vazão de esgoto foi dividida em número de frações igual ao número de canais formados, através de caixas de distribuição e descarga construídas de lâminas de PVC. Assim, cada canal da F27 recebia um quarto e cada canal de F30 era alimentado com um sexto da vazão.

A alimentação da lagoa F28 era feita através de 4 tubos de 50 mm de diâmetro distribuídos uniformemente ao longo da parede frontal da lagoa, sendo alimentados por uma caixa de distribuição de 4 compartimentos. Na lagoa F29 a descarga da totalidade da vazão foi feita por um único tubo de 75 mm de diâmetro localizado no centro da região de entrada do canal que a constituía.

3.3 - Monitoração do sistema

A avaliação do desempenho das lagoas do sistema experimental (deste trabalho) foi baseada numa monitoração de rotina, no período de 18 de agosto de 2005 a 28 de julho de 2006, com coleta semanal de amostra do esgoto bruto e de amostras pontuais dos efluentes das lagoas facultativas primárias coletadas às 8h da manhã.

A Lagoa F29, por motivos operacionais, foi monitorada no período de 18 de agosto de 2005 a 10 de março de 2006.

3.4 – Variáveis analisadas e procedimentos analíticos

As variáveis analisadas no decorrer desta pesquisa foram as seguintes: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos (SS), Temperatura (T), pH, Oxigênio Dissolvido (OD) e clorofila “a”, sendo esta determinada somente para as amostras dos efluentes das lagoas.

Todos os procedimentos analíticos seguiram a metodologia descrita em (SILVA e OLIVEIRA, 2002) e APHA et al., (1998), com exceção de clorofila “a”, que foi

determinada espectrofotometricamente em extratos obtidos com metanol a 100%, a quente (JONES, 1979).

3.5 – Metodologia da pesquisa

Para atender aos objetivos da pesquisa foi definida uma metodologia baseada na avaliação de parâmetros estatísticos do sistema experimental (lagoas F27, F28, F29, F30) monitorado em duas diferentes etapas.

1- etapa

As unidades em escala – piloto do sistema experimental foi investigado por Diniz (1999), no período de outubro de 1997 a novembro de 1998. O sistema experimental denominado experimento 1 foi operado com carga orgânica superficial de 330 kg DBO₅/ha.dia, e tempo de detenção hidráulica médio de 15 dias. Os dispositivos de entrada das lagoas estavam situados à cerca de 50 cm do fundo junto à parede de montante. Os dispositivos de saída estavam situados a 5 cm abaixo da superfície líquida, envolvida por retentor de espuma conforme ilustrado na Figura 3.3. Durante a monitoração do sistema foram analisadas as variáveis DBO₅, DQO, sólidos suspensos, clorofila “a”, pH, Oxigênio dissolvido e temperatura, com coleta semanal de amostra do esgoto bruto e de amostras pontuais dos efluentes das lagoas facultativas coletadas às 8h da manhã, sendo relatados neste trabalho com o objetivo de avaliar os dispositivos de entrada e saída das lagoas.

2- etapa

Na segunda etapa conforme descrito, o sistema experimental teve suas estruturas de entrada e saída modificadas da seguinte forma:

Os dispositivos de entrada passaram a ser a 50 cm abaixo da superfície líquida junto à parede de montante, e os dispositivos de saída estavam situados a 50 cm do fundo das lagoas (Figura 3.4). O sistema experimental estudado neste trabalho, denominado experimento 2, foi investigado no período de agosto de 2005 a julho de 2006, com carga

orgânica superficial média entre 370 e 380 kg DBO₅/ha.dia, resultando em tempos de detenção hidráulica médio de 15 dias. Durante a monitoração do sistema também foram analisadas as variáveis DBO₅, DQO, sólidos suspensos, clorofila "a", pH, Oxigênio dissolvido e temperatura, com coleta semanal de amostra do esgoto bruto e de amostras pontuais dos efluentes das lagoas facultativas primárias coletadas às 8h da manhã, visando compará-las a resultados obtidos no experimento 1, com objetivo de avaliar as possíveis diferenças atribuíveis aos dispositivos de entrada e saída das lagoas, mais especificamente o nível de coleta.

3.6 - Análises estatísticas

Análise gráfica de distribuição espaço temporal, análise estatística descritiva, análise de variância de fator único foram às técnicas empregadas no tratamento estatístico dos dados amostrais com o auxílio da planilha eletrônica EXCEL 2003 e com base no texto de Sokal e Rohlf (1981).

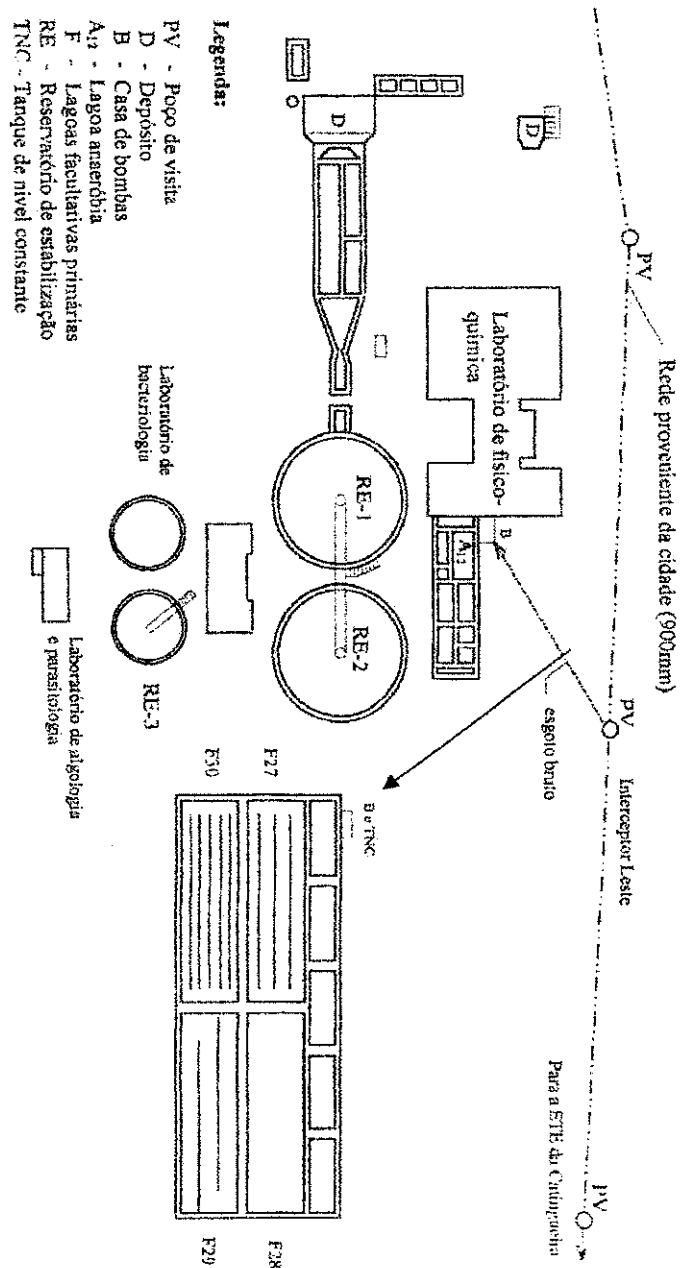


Figura 3.2. Planta de situação do sistema experimental em escala – piloto, nas dependências da EXTRABES.

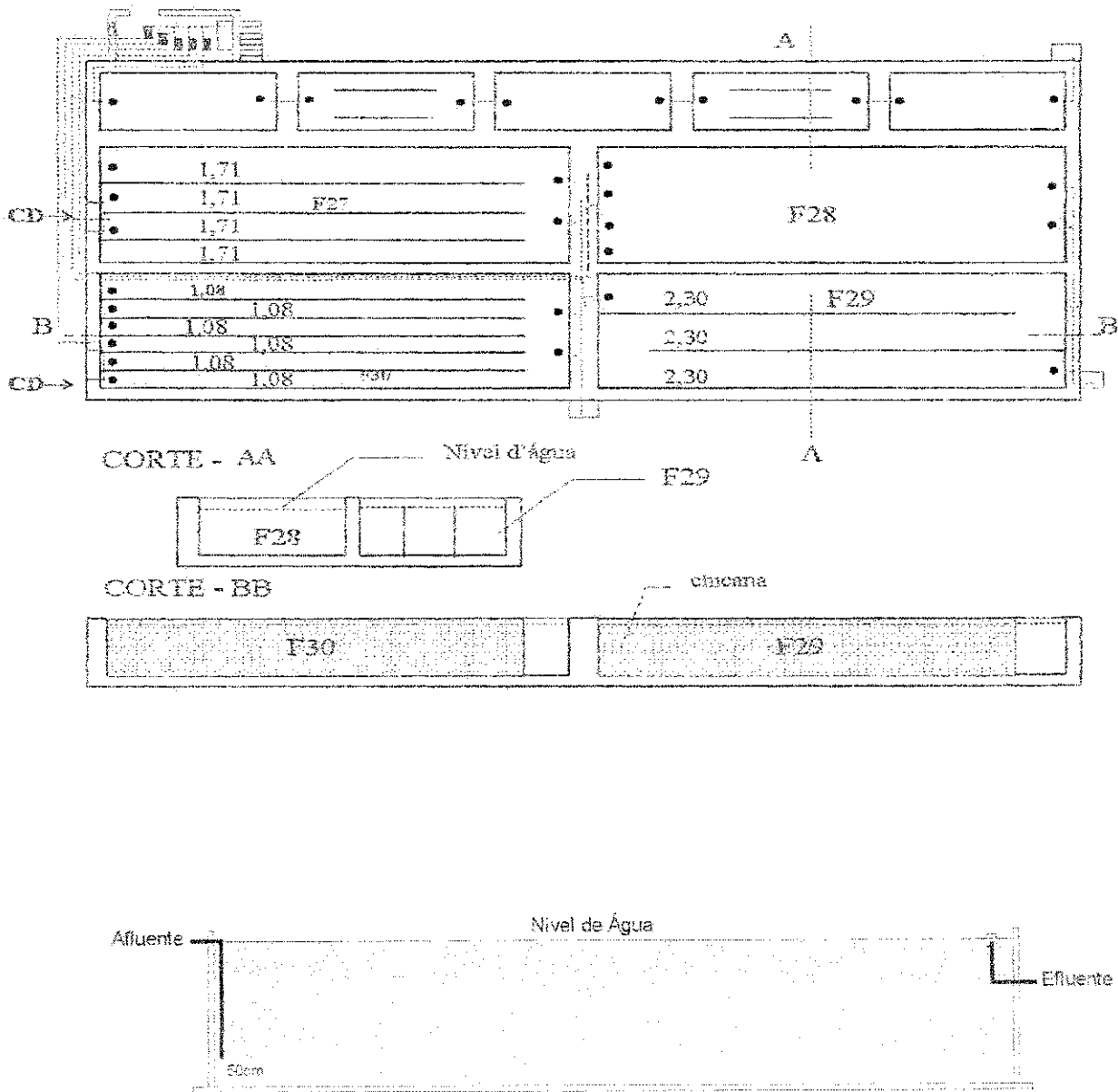


Figura 3.3. Desenho esquemático do sistema de lagoas de estabilização primárias, investigado por Diniz (1999), localizado na EXTRABES - Experimento 1.

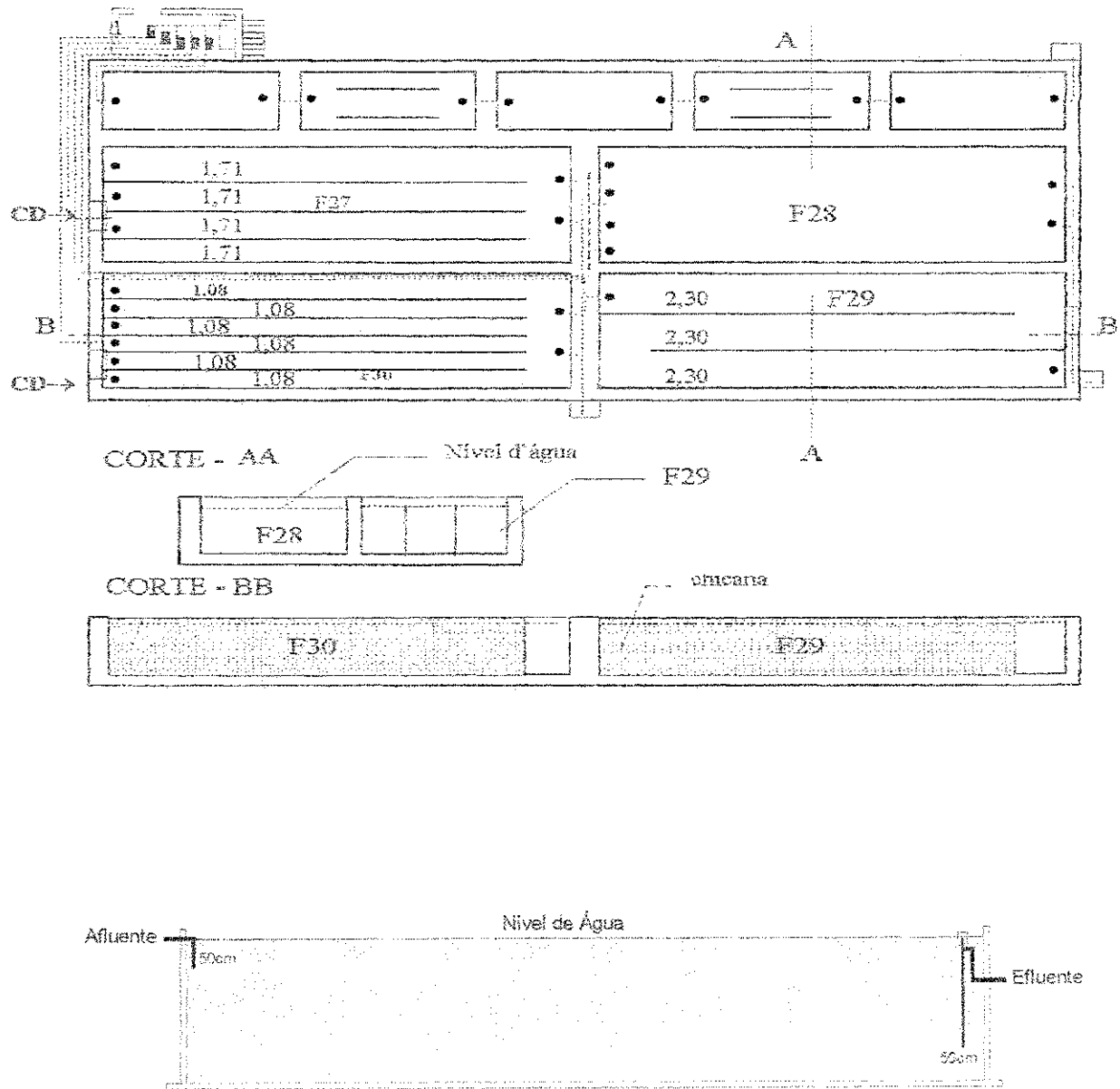


Figura 3.4. Desenho esquemático do sistema de lagoas de estabilização primárias, investigado neste trabalho, localizado na EXTRABES - Experimento 2.

4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 – Tratamento Estatístico dos Dados Amostrais

Com o auxílio da planilha Excel 2003 e com base no texto de Sokal e Rohlf (1981) foram aplicadas as seguintes análises estatísticas aos dados amostrais:

Análise gráfica de distribuição espaço-temporal obedecendo a uma convenção definida de cores e sinais.

A Estatística Descritiva informou sobre a tendência central e a variabilidade dos dados amostrais, e a análise de variância fator único foi aplicada para a comparação simultânea das médias de todos os conjuntos de dados definindo limites a partir dos quais duas médias próximas passam a ser significativamente diferentes num determinado nível de significância ($\alpha = 0,05$). Esta análise fornece os elementos F e Fc que permitem verificar a existência ou não de diferenças significativas entre conjuntos de dados. Se o $F > Fc$ há diferença significativa e se $F < Fc$ não existe diferença significativa entre as médias. Em seguida foram determinados os limites de comparação (superior e inferior) de 95% utilizados no método GT-2 que ilustra graficamente onde as diferenças significativas ocorrem. Este último tem sido bastante empregado em trabalhos anteriores sobre o desempenho de lagoas de estabilização (BARROS, 1999; DINIZ, 1999; PEDROZA, 2000; OLIVEIRA, 2000; SILVA et al., 2001), úteis para a demonstração das diferenças significativas entre as médias. Graficamente, essas médias são julgadas significativamente diferentes quando não ocorre a intercessão de seus limites de comparação.

Todas as amostras de dados foram tratadas para a detecção e exclusão de valores extremos (outliers), através do teste de Grubbs (SOKAL, ROHLF, 1981).

A Tabela 4.1 apresenta as médias e as faixas de variação (valores máximos e mínimos) e o desvio padrão para indicar a dispersão e número de dados amostrais (N) de todas as variáveis analisadas no período de 18 de agosto de 2005 a 28 de julho de 2006, em amostras pontuais dos efluentes das lagoas facultativas primárias e em amostras do esgoto bruto afluente.

Tabela 4.1. Resultado da monitoração de rotina do sistema experimental

Período: agosto/2005 a julho/2006

VARIÁVEL	AMOSTRA	EB	F27	F28	F29	F30
	PARÂMETROS ESTADÍSTICOS					
DBO ₅ (mg/L)	Média	241	61	62	60	58
	V. mínimo	72	35	34	27	23
	V. máximo	432	88	88	88	90
	Desvio Padrão	74	13	13	16	15
	N	40	37	38	23	34
DQO (mg/L)	Média	503	221	252	217	217
	V. mínimo	185	87	123	134	102
	V. máximo	1000	410	368	289	414
	Desvio Padrão	179	71	47	39	73
	N	38	36	37	21	33
SS (mg/L)	Média	286	82	108	85	87
	V. mínimo	60	15	35	25	40
	V. máximo	493	200	172	147	193
	Desvio Padrão	98	30	32	29	35
	N	37	34	35	21	30
Cl "a" (µg/L)	Média	-	191	298	337	327
	V. mínimo	-	46	89	71	106
	V. máximo	-	466	568	630	744
	Desvio Padrão	-	96	125	158	158
	N	-	33	35	21	29
OD (mg/L)	Média	1,38	1,60	1,65	1,58	1,46
	V. mínimo	0,0	0,9	0,2	0,3	0,3
	V. máximo	2,5	2,6	2,8	2,6	2,9
	Desvio Padrão	0,51	0,43	0,57	0,46	0,59
	N	38	33	33	21	31
pH	Média	7,66	7,58	7,61	7,65	7,70
	V. mínimo	7,40	7,27	7,30	7,38	7,45
	V. máximo	7,96	7,96	8,10	7,90	7,92
	Desvio Padrão	0,11	0,15	0,23	0,14	0,14
	N	37	32	30	23	29
T (°C)	Média	26,7	23,2	23,3	23,6	23,4
	V. mínimo	24,0	18,0	18,0	21,0	19,0
	V. máximo	29,5	24,6	24,9	25,0	25,5
	Desvio Padrão	1,68	1,26	1,32	0,92	1,23
	N	39	34	34	23	32

4.2 – Resultados da Monitoração

4.2.1 – Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO₅

A Figura 4.1 ilustra a distribuição temporal da DBO₅ do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas.

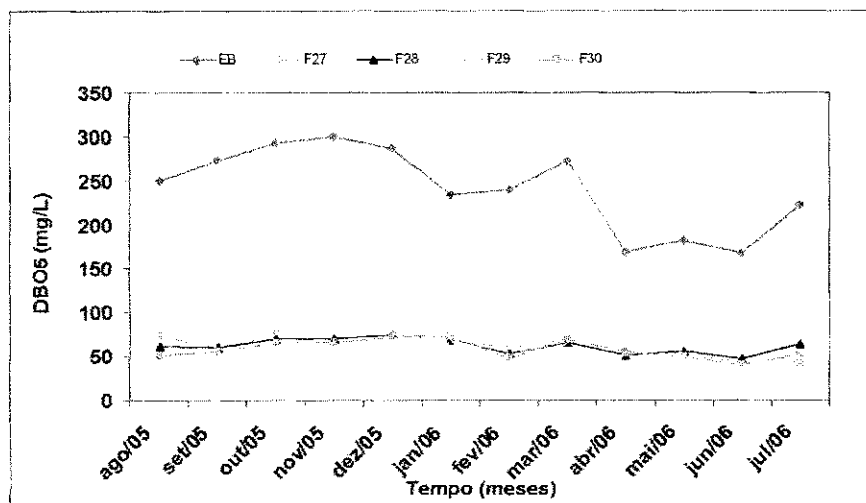


Figura 4.1. Distribuição temporal da DBO₅ do esgoto bruto e efluentes das lagoas.

É possível observar que a DBO₅ do esgoto bruto apresentou variações significativas ao longo do ciclo hidrológico apresentando os maiores valores médios entre setembro e dezembro de 2005, meses típicos da estiagem. Os efluentes das lagoas facultativas apresentaram valores bastante próximos entre si, mostrando uma tendência de uniformidade nas concentrações analisadas. Essa tendência à homogeneidade nas concentrações, é um reflexo das condições de mistura da massa líquida no período noturno e que ainda se manifestam logo cedo, pela manhã, no horário de coleta, período em que também a temperatura ao longo da profundidade mantém-se uniforme em toda a massa líquida.

Analisando o comportamento do conjunto de dados amostrais obtidos no período (agosto /2005 a julho /2006) foi verificado que a variação no esgoto bruto foi entre 72 e 432 mg/L sendo a média 241 mg/L. No efluente das lagoas facultativas, a DBO₅ variou de 23 a 90 mg/L, conforme apresentado na Tabela 4.1.

As lagoas apresentaram uma eficiência na remoção de DBO_5 entre 74 e 76 % (Tabela 4.5), faixa comumente citada na literatura para lagoas facultativas (OLIVEIRA, 1990). A lagoa de controle (F28), sem chicanas, foi a menos eficiente, promovendo uma remoção de 74 % produzindo efluente com uma DBO_5 média de 62 mg/L. A DBO_5 do esgoto bruto (241 mg/L) foi reduzida para 61 mg/L no efluente da lagoa F27 diminuindo para respectivamente 60 e 58 mg/L nos efluentes das lagoas F29 e F30, conforme a Tabela 4.1.

A Tabela 4.2 resume a análise de variância - fator único aplicada aos dados de DBO_5 , a qual não revelou a existência de diferenças significativas entre as médias das lagoas providas de chicanas e a média da lagoa de controle (F28), conforme evidenciado pelos valores F e F_c ($F < F_c$), indicando que o uso de chicanas não exerceu influência na remoção de DBO_5 .

Tabela 4.2. Análise de variância de fator único aplicada aos dados de DBO_5 .

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	356,4427	3	118,8142	0,603074	0,614164	2,675385
Dentro dos grupos	25217,82	128	197,0142			
Total	25574,27	131				

A Figura 4.2 ilustra comparativamente as médias dos efluentes das lagoas, podendo ser observado que as mesmas não evidenciam a existência de diferenças significativas.

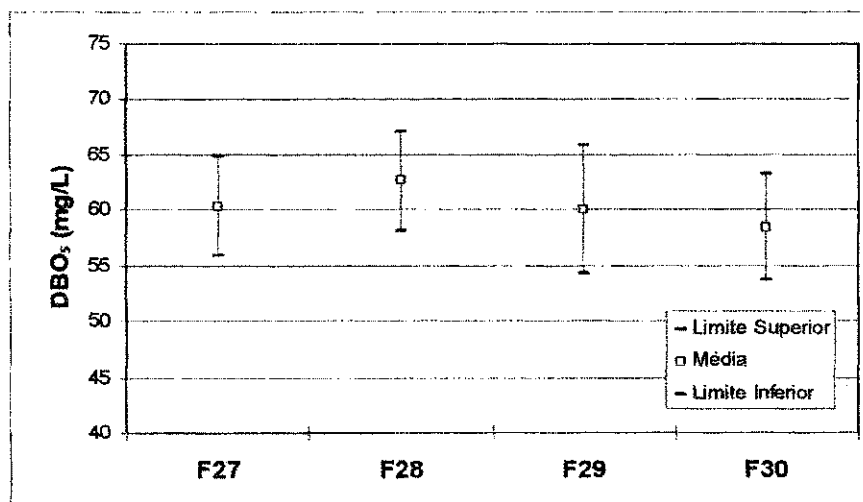


Figura 4.2. Médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de DBO_5 dos efluentes das lagoas facultativas primárias.

4.2.2 – Demanda Química de Oxigênio - DQO

Na Figura 4.3 são apresentadas as distribuições temporais da DQO, no esgoto bruto e nos efluentes das lagoas estudadas.

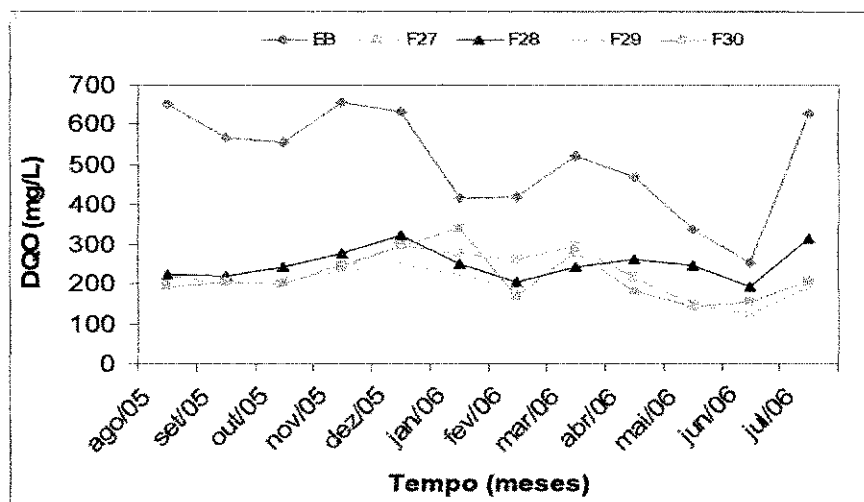


Figura 4.3. Distribuição temporal da DQO do esgoto bruto e efluentes das lagoas.

O comportamento geral da DQO foi bastante semelhante ao da DBO₅. A demanda química de oxigênio do esgoto bruto, cujo valor médio foi de 503 mg/L, foi reduzida para 217 mg/L nos efluentes das lagoas F29 e F30 correspondendo a eficiências de remoção de 57 %. Mais uma vez, a menor eficiência (50%) ficou por conta da lagoa de controle (F28), a qual produziu um efluente final de 252 mg/L, evidenciando que o uso de chicanas pode contribuir para a melhor qualidade do efluente. A lagoa F27 teve uma eficiência de 56% com um efluente final de 221 mg/L. As eficiências e concentrações médias dos efluentes são apresentadas nas Tabelas 4.5 e 4.1 respectivamente.

A Figura 4.3 mostra que a DQO do esgoto bruto apresentou concentrações médias mais elevadas no período de agosto a dezembro de 2005, sendo este fato observado novamente em julho de 2006. As médias dos efluentes das lagoas apresentaram concentrações muito próximas umas das outras.

Tabela 4.3. Análise de variância de fator único aplicada aos dados de DQO.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	29228,04	3	9742,679	2,587612	0,056085	2,678306
Dentro dos grupos	463110,2	123	3765,123			
Total	492338,2	126				

A análise gráfica baseada no método GT-2 (Figura 4.4) demonstra, numa comparação simultânea das várias médias, que as mesmas não evidenciam a existência de diferenças significativas.

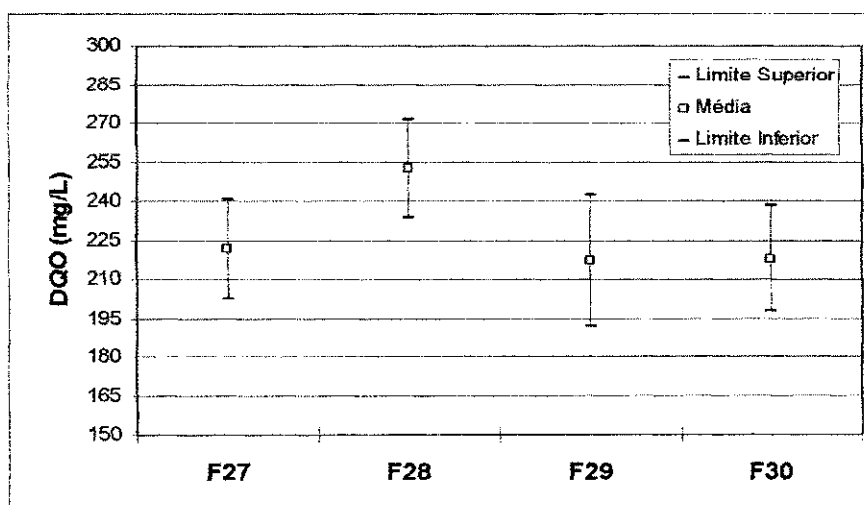


Figura 4.4. Média e limites de comparação de 95% (método GT-2) de DQO dos efluentes das lagoas facultativas primárias.

4.2.3 – Sólidos suspensos

De acordo com os dados apresentados na Tabela 4.1 pode ser observado que os sólidos suspensos foram reduzidos de 296 mg/L no esgoto bruto para concentrações médias de 82, 108, 85, 83 mg/L nas lagoas F27, F28, F29, e F30, respectivamente. A lagoa menos eficiente foi à lagoa de controle (F28), indicando que as chicanas exerceram uma influência benéfica na remoção de sólidos suspensos. Os valores médios observados foram muito altos fornecendo efluentes finais acima do limite de 30 mg/L (BARTONE, 1986) fixado pelos padrões internacionais para lançamento de efluentes em corpos receptores. No entanto esses valores foram inferiores ao máximo de 150 mg/L admitido pelo Conselho da Comunidade

fornecendo efluentes finais acima do limite de 30 mg/L (BARTONE, 1986) fixado pelos padrões internacionais para lançamento de efluentes em corpos receptores. No entanto esses valores foram inferiores ao máximo de 150 mg/L admitido pelo Conselho da Comunidade Econômica Européia (CEE, 1991), desde que a DBO₅ filtrada seja inferior a 20 mg/L. Segundo Arthur (1983), esses valores médios estão de acordo com a literatura, pois, a remoção de sólidos suspensos em lagoas de estabilização é considerada apenas razoável, variando entre 50 a 80%. Entretanto, é bom ressaltar que as lagoas facultativas primárias não constituem sozinhas, na prática, um sistema de tratamento, mas, apenas uma unidade da série de lagoas a qual produz efluente de melhor qualidade tanto do ponto de vista sanitário quanto do ponto de vista físico-químico (DINIZ, 1999). A Figura 4.5 ilustra as variações ao longo do tempo das concentrações médias do esgoto bruto e das lagoas facultativas primárias.

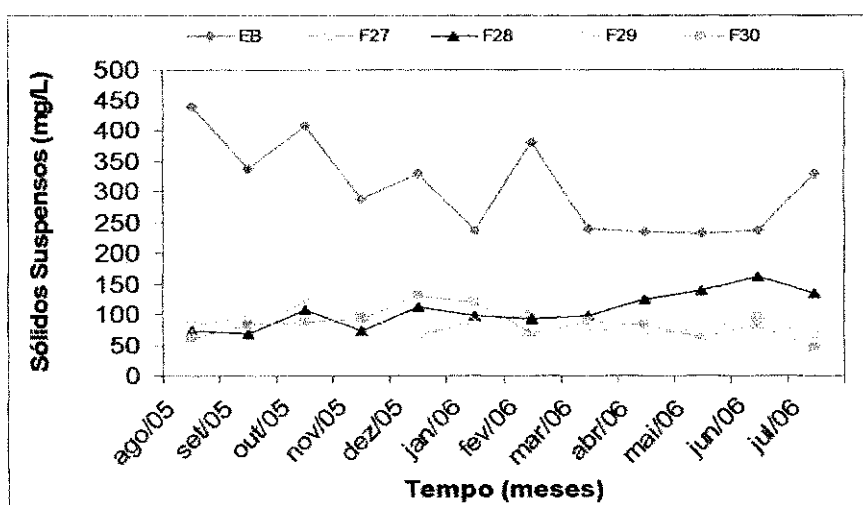


Figura 4.5. Distribuição temporal dos sólidos suspensos do esgoto bruto e efluentes das lagoas.

A análise de variância de fator único (Tabela 4.4), aplicada aos dados de sólidos suspensos reconheceu a existência de diferenças significativas ($F > F_c$) entre as médias dos efluentes das lagoas.

Tabela 4.4. Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de SS

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	13600,78	3	4533,595	4,41851	0,005574	2,68281
Dentro dos grupos	119021,3	116	1026,046			
Total	132622,1	119				

A Figura 4.6 apresenta as médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de sólidos suspensos dos efluentes das lagoas, sendo destacada a diferença da lagoa F27 que apresentou uma concentração média menor em relação à lagoa de controle (F28).

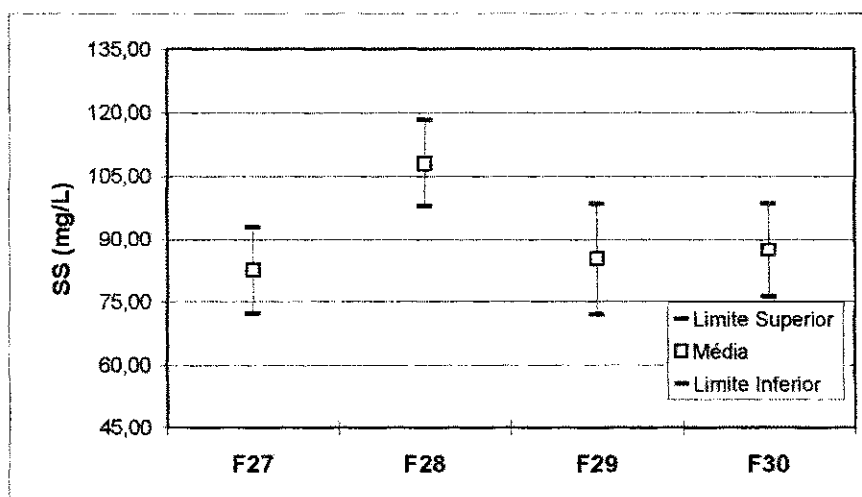


Figura 4.6. Médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de sólidos suspensos.

Tabela 4.5. Eficiência de remoção (%) de DBO₅, DQO e SS no sistema experimental.

Período: agosto/2005 a julho/2006.

Lagoa	DBO ₅	DQO	SS
F27	75	56	71
F28	74	50	62
F29	75	57	70
F30	76	57	71

4.2.4 – Clorofila “a”

A Figura 4.7 ilustra as variações temporais das concentrações de clorofila “a” determinadas nos efluentes das lagoas.

Durante toda a fase de monitoração a clorofila “a” apresentou variações uniformes, mantendo-se dentro de uma faixa relativamente restrita entre 100 e 550 µg/L. As maiores concentrações médias observadas foram nas lagoas F29 e F30, entre os meses de setembro de 2005 e janeiro de 2006.

A concentração média de clorofila “a” situou-se numa faixa de 191 a 337 µg/L (Tabela 4.1), sendo observado uma concentração mínima de 46 µg/L no efluente da lagoa F27 e a máxima de 744 µg/L no efluente da F30.

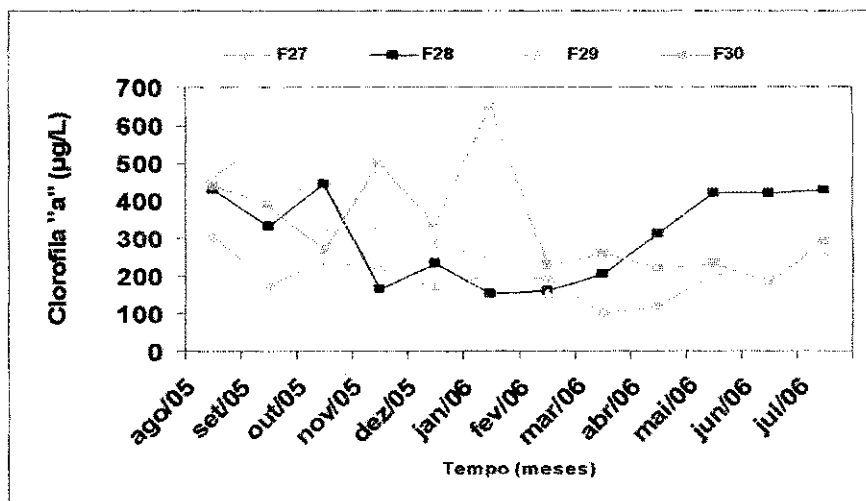


Figura 4.7. Distribuição temporal da clorofila “a” nos efluentes das lagoas.

A análise de variância de fator único (Tabela 4.6), aplicada aos dados de clorofila “a” reconheceu a existência de diferenças significativas entre as médias dos efluentes das lagoas.

Tabela 4.6. Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de clorofila “a”.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	407654,9	3	135885	7,586552	0,000114	2,684203
Dentro dos grupos	2041887	114	17911,29			
Total	2449542	117				

A Figura 4.8 apresenta as médias e limites de comparação inferior (Li) e superior (Ls) 95% (método GT-2) de clorofila “a” que, numa comparação simultânea, mostra onde ocorrem essas diferenças, destacando a diferença evidenciada pela concentração média da lagoa F27, menor que as concentrações das outras lagoas.

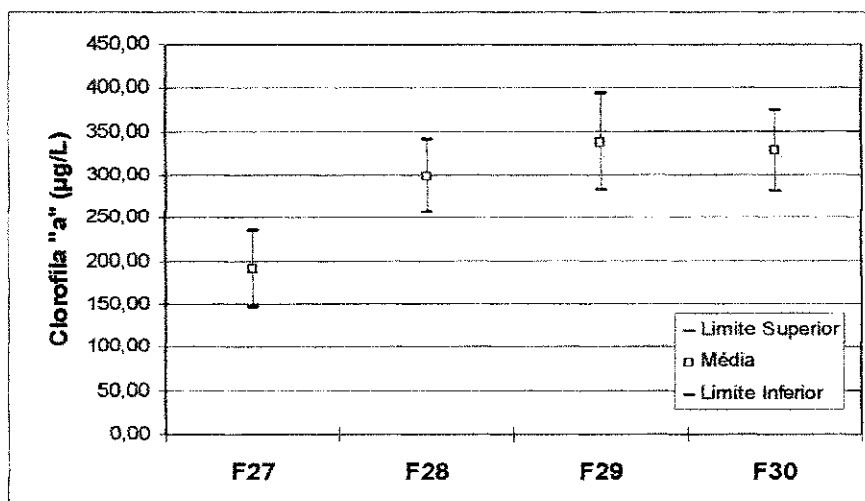


Figura 4.8. Médias e limites de comparação de 95% (método GT-2) de clorofila "a".

4.2.5 – pH

Na Figura 4.9 são apresentadas as variações temporais dos valores do pH no esgoto bruto e no efluente das lagoas.

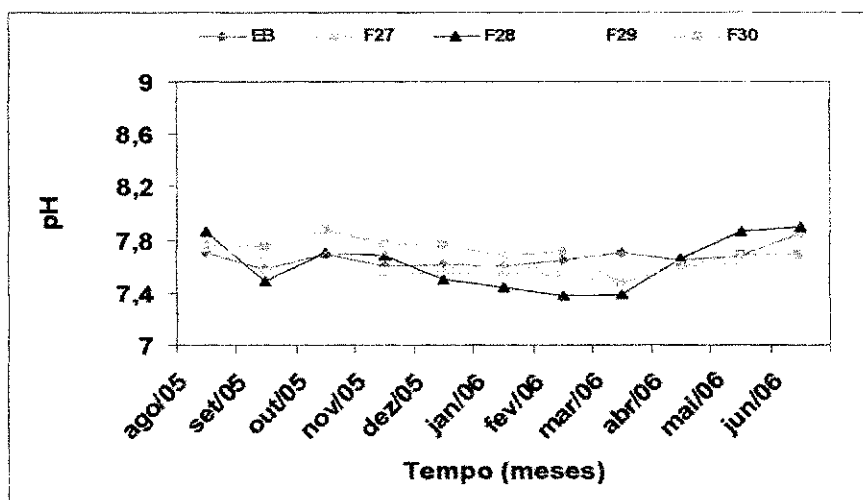


Figura 4.9. Distribuição temporal do pH do esgoto bruto e efluentes das lagoas.

Analisando os perfis apresentados na Figura 4.9, observa-se que o valor médio do pH no esgoto bruto e efluentes das lagoas apresentou comportamentos similares, situando-se numa faixa de 7,2 a 8,1 unidades de pH durante toda a fase de monitoração. As faixas de

variação de pH do esgoto bruto (7,4-7,9) e das lagoas (7,2-7,9, lagoa F27; 7,3-8,1, lagoa F28; 7,3-7,9, lagoa F29; 7,4-7,9, lagoa F30, respectivamente). As faixas de pH observadas nos efluentes das lagoas facultativas com chicanas foram compatíveis com aquelas apresentadas por Silva (1982) e Oliveira (1990) para lagoas facultativas primárias sem chicanas. Silva trabalhando com lagoas de 1,25 m de profundidade e cargas orgânicas entre 162 e 577 kg DBO₅/ ha.dia observou uma faixa de pH médio entre 7,60 e 7,95 e Oliveira investigando às mesmas lagoas aqui estudadas (2,3 m e cargas orgânicas de 205 a 308 kg DBO₅/ ha.dia), mas desprovidas de chicanas, encontrou valores médios de 6,6 a 8,3.

Não é esperado que lagoas facultativas primárias com cargas orgânicas relativamente altas e profundidade de 2,30 m, como as aqui estudadas, apresentem elevados valores de pH, principalmente em amostras coletadas no início da manhã.

Sistemas de lagoas facultativas são reatores que tratam consideráveis massas de matéria orgânica com conseqüente elevada liberação de CO₂ o qual contribui para a manutenção de valores de pH relativamente baixos. Em determinadas fases do ciclo diário, particularmente à tarde é possível perceber o efeito da utilização de uma massa expressiva de CO₂, associada à atividade de organismos fotossintetizantes, com conseqüente liberação de íons hidroxila que eleva o pH (OLIVEIRA, 1990). No entanto, não é comum a ocorrência de valores de pH superiores a 9,0.

A Tabela 4.7 apresenta a análise de variância -fator único aplicada aos dados de pH.

Tabela 4.7. Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de pH

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,219669	3	0,073223	2,352356	0,076134	2,687138
Dentro dos grupos	3,424032	110	0,031128			
Total	3,643702	113				

4.2.6 – Temperatura

Com base nos dados apresentados na Tabela 4.1 pode-se observar que a temperatura média do esgoto bruto na hora da coleta foi de 26,7 °C, o mínimo de 24 °C e o máximo de 29,5 °C. Os efluentes das lagoas apresentaram temperatura média de 23 °C. Ainda com base na Tabela 4.1 (ver faixa min-máx) pode-se observar que as variações de temperatura das

referidas lagoas não foram significativas. Essa forte tendência à uniformidade da temperatura pode ser constatada na Figura 4.10

Essas temperaturas, que são relativamente baixas para a região nordeste do Brasil, ainda refletem as condições prevalentes na massa líquida durante o período noturno visto que as amostras eram coletadas no início da manhã e a um nível situado a 50 cm do fundo da lagoa, onde a temperatura ao longo da profundidade é uniforme.

Temperaturas uniformes, do ar e da massa de água são típicas de regiões tropicais como as do nordeste brasileiro, que apresenta valores muito semelhantes ao longo de todo o ano e para o mesmo horário (KLEEREKOPER, 1944) apud Diniz (1999).

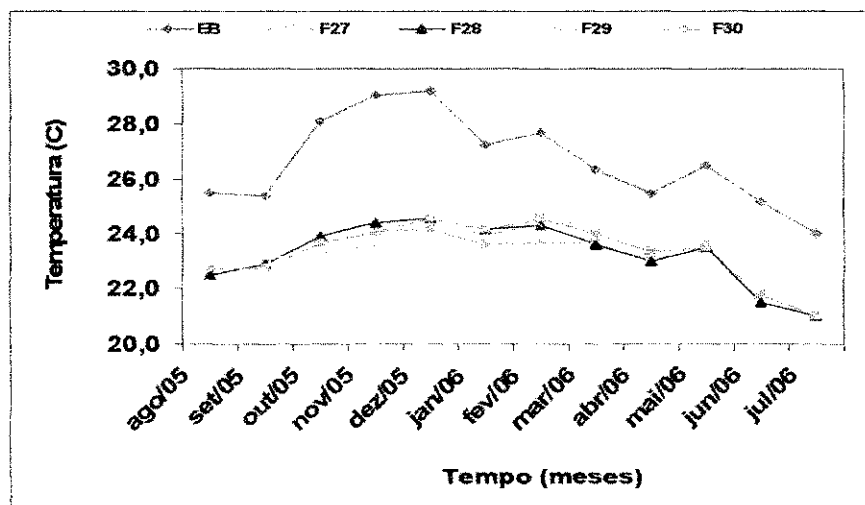


Figura 4.10. Distribuição temporal da temperatura do esgoto bruto e efluentes das lagoas.

Tabela 4.8. Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de temperatura.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2,888404	3	0,962801	0,653382	0,582364	2,680807
Dentro dos grupos	175,3542	119	1,473565			
Total	178,2426	122				

4.2.7 - Oxigênio Dissolvido

A Figura 4.11 ilustra a distribuição temporal do oxigênio dissolvido do esgoto bruto e efluentes das lagoas.

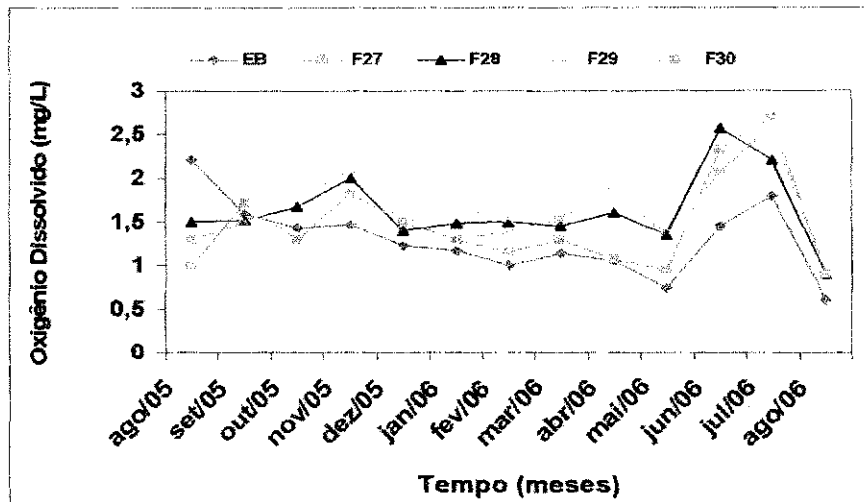


Figura 4.11. Distribuição temporal do oxigênio do esgoto bruto e efluentes das lagoas.

Analisando o comportamento da Figura 4.11 verifica-se que, similarmente ao que ocorreu com o pH, a concentração média do oxigênio dissolvido do esgoto bruto (1,26 mg/l) foi menor que as concentrações nos efluentes das lagoas as quais foram de 1,44 a 1,63 mg/l. Na análise de distribuição de oxigênio no efluente dos reatores, de acordo com a Tabela 4.1, foi observado que as concentrações máximas nas lagoas variaram de 2,6 a 2,9 mg/l e as mínimas foram de 0,2 a 0,9 mg/l, sendo isto reflexo das condições que prevalecem durante a noite e que ainda permanece logo cedo pela manhã horário de coleta, quando as algas deixam de ser a principal fonte de oxigênio cessando a aerobiose e passando a predominar os processos metabólicos de fermentação e respiração anaeróbia, pois as lagoas são de fato, reatores cíclicos que operam aerobiamente durante o dia e anaerobiamente à noite. Ademais, as características físicas, particularmente a profundidade (2,3 m) e operacionais, como carga orgânica superficial elevada, contribuíram também para estabelecer o grau de anaerobiose das lagoas. A zona aeróbia de uma lagoa facultativa depende da penetração da luz solar, usada na atividade fotossintética. A luz incidente sobre a lagoa tende a se extinguir à medida que a mesma penetra ao longo da profundidade.

Assim, lagoas rasas possuem uma maior região na qual ocorrem fotossíntese oxigênica e processos baseados na respiração aeróbia, enquanto que reatores profundos apresentam naturalmente maiores condições de anaerobiose.

A Tabela 4.9 apresenta a análise de variância de fator único aplicada aos dados de oxigênio dissolvido.

Tabela 4.9. Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de oxigênio dissolvido.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,626418	3	0,208806	0,756949	0,52055	2,684203
Dentro dos grupos	31,44714	114	0,275852			
Total	32,07356	117				

4.2.8 - Comparação do nível de coleta a 5 cm da superfície líquida do sistema experimental estudado por Diniz (experimento 1), com nível de coleta a 50 cm do fundo das lagoas estudadas no experimento 2.

Na Tabela 4.1 são apresentadas as variáveis DBO₅, DQO, SS, CL “a” OD, T e pH e os parâmetros estatísticos estudados neste trabalho, visando compará-los a resultados obtidos por Diniz (1999), para estudar as diferenças atribuíveis aos níveis de drenagem dos efluentes.

Analisando o comportamento do conjunto de dados obtidos foi verificado que os valores médios da concentração de DBO₅ nos efluentes das lagoas no experimento 1 foram 55, 62, 57, 55 mg/L sendo o máximo e o mínimo de respectivamente 156 e 15 mg/L. No experimento 2 as médias foram de 61, 62, 60, 58 mg/L, com um máximo de 90 mg/L e um mínimo de 23 mg/L.

A DQO teve um comportamento similar ao observado para a DBO₅ com variação média entre 225 e 262, com 83 e 472 mg/L, de mínimo e máximo, respectivamente. No experimento 2 a variação média foi de 217 a 252 mg/L, com o mínimo de 87 mg/L e o máximo de 414 mg/L.

Os sólidos suspensos apresentaram variações médias de 90 a 106 mg/L no experimento 1, com máximo de 247 mg/L e mínimo de 18 mg/L. No experimento 2 a

variação média foi de 82 a 108 mg/L, apresentando uma concentração máxima de 200 mg/L e mínima de 15 mg/L.

A biomassa de algas, expressa como clorofila "a", no experimento 1 apresentou concentrações médias de 580 a 737 µg/L, e um valor máximo de 2732 µg/L, enquanto no experimento 2 a variação média foi de 191 a 337 µg/L apresentando um valor máximo de 744 µg/L. As maiores concentrações de clorofila "a" observadas no experimento 1, estão diretamente relacionadas a uma maior incidência de radiação solar que ocorre nas camadas próximas à superfície da lagoa, que intensifica a fotossíntese oxigênica e, conseqüentemente, o aumento de biomassa de algas e cianobactérias na massa líquida.

Analisando o comportamento da temperatura pode-se observar que os efluentes das lagoas no experimento 1 apresentaram médias de 25 °C, atingindo um valor máximo de 27,5 °C e um mínimo de 24 °C. No experimento 2, as lagoas apresentaram uma média de 23 °C, chegando a um valor máximo de 25,5 °C, e mínimo de 18 °C. Essa tendência dos níveis superficiais apresentarem temperaturas mais elevadas pode ser explicada pelo fato que as camadas superiores estão mais expostas à incidência e penetração dos raios solares.

O valor do pH médio nos efluentes das lagoas no experimento 1 foi 7,60 atingindo um valor máximo de 9,0. Já no experimento 2, os efluentes das lagoas variou entre 7,58 a 7,70, sendo o valor máximo registrado de 8,1

Com relação ao pH, a exemplo das variáveis temperatura e clorofila "a", os maiores valores, foram detectados nas camadas mais superficiais das lagoas, como resultado de uma maior atividade fotossintética de algas e cianobactérias. Comparadas as faixas médias obtidas neste trabalho com outras de trabalhos da EXTRABES, foi verificado que elas foram compatíveis às obtidas por Pedroza (2000) e Barros (1999), estudando a massa líquida de lagoas facultativas primárias profundas (2,30 m), nos níveis (5, 50 e 200 cm da superfície das lagoas).

Durante o ciclo diário os valores de pH nas lagoas de estabilização sofrem flutuações. Nas horas mais iluminadas do dia a concentração de dióxido de carbono, composto resultante do processo de oxidação bacteriana da matéria orgânica, sofre redução pelas algas e cianobactérias (fotossíntese) resultando na elevação do pH. Nas horas de pouco ou não iluminadas quando cessa a fotossíntese das algas, o pH diminui, em vista da predominância do processo de respiração, restituindo CO₂ ao meio (SOUSA, 1994).

A faixa das concentrações de oxigênio dissolvido, no experimento 1 foi de 0,2 a 7,7 mg/L, mínimo e máximo, ao longo de todo o período experimental, com concentração média de 0,7 mg/l. No experimento 2 a faixa dos valores de oxigênio dissolvido encontrados foi de 0,2 a 2,9 mg/L, apresentando concentração média de 1 mg/L

As maiores concentrações de oxigênio dissolvido medidas na superfície, mesmo pela manhã, se devem ao fato de que a penetração de luz solar na camada superior é mais intensa o que estimula a atividade fotossintética das algas e cianobactérias com subsequente produção de oxigênio nessa região da lagoa, que tende a crescer com o tempo, especialmente nos níveis superficiais expostos à luz solar.

As flutuações de oxigênio dissolvido, mostraram a mesma tendência das concentrações de clorofila "a". As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido são uma consequência de atividade fotossintética do fitoplâncton sob condições favoráveis de insolação e temperatura.

Comparados os parâmetros estatísticos nos dois sistemas pode-se observar uma tendência dos níveis superficiais apresentarem valores um pouco maiores em relação às camadas mais profundas. Esta condição está diretamente relacionada à maior incidência de radiação solar que intensifica a fotossíntese e conseqüentemente, o florescimento de algas nas camadas mais superficiais.

De fato tanto pela manhã como à tarde ocorre em lagoas de estabilização, uma tendência à acumulação de quantidades consideráveis de biomassa de algas na superfície.

No entanto conforme mencionado, previamente, de um modo geral, essa uniformidade apresentada pela manhã na massa líquida de lagoas facultativas primárias, tanto em níveis superficiais como profundos refletem, ainda as condições predominantes à noite caracterizada por menor aerobiose e mistura completa.

5.0 – DISCUSSÃO

5.1 – Sobre as lagoas facultativas primárias

As lagoas facultativas primárias foram operadas com um tempo de detenção hidráulica médio de 15 dias, vazão de 28 m³/dia e carga orgânica média entre 370 e 380 kgDBO₅/ha.d, a qual se situou, acima da carga máxima recomendada para o projeto de lagoas facultativas primárias ($\lambda_{sm\acute{a}x} = 20T - 120$), que seria em torno de 340 kgDBO₅/ha.d, tendo sido admitida uma temperatura média (T) de 23 °C como sendo a média do mês mais frio do ano.

De acordo com Mara e Pearson (1986), as lagoas facultativas têm profundidades que se situam entre 1 e 2 m, sendo o valor de 1,5 m o mais usado na prática do projeto (OLIVEIRA, 1990).

A profundidade das lagoas estudadas neste trabalho era de 2,3 m, sendo, portanto, consideradas lagoas facultativas primárias profundas que, quanto às suas características físicas e operacionais também constituem uma exceção com relação às lagoas facultativas primárias comumente empregadas no tratamento de águas residuárias domésticas.

Segundo Barros (1999), a influência de uma elevada carga orgânica associada a elevadas profundidades onde a penetração de luz solar é deficiente, pode acarretar mudanças drásticas em certas variáveis como é o caso do oxigênio dissolvido, ao ponto de mudar, até mesmo o caráter do processo biológico, que o reator irá desempenhar, podendo o mesmo, eventualmente, passar de condições aeróbias para um estado predominantemente anaeróbio. De fato, Oliveira (1990), estudando a distribuição de oxigênio dissolvido ao longo da profundidade (2,20 m) de lagoas facultativas primárias, com cargas orgânicas superficiais variando entre 205 e 308 kgDBO₅/ha.d, determinou um padrão de distribuição dessa espécie no qual estabelecia que a partir de 40 cm abaixo do nível d'água, as concentrações de OD eram praticamente nulas.

O trabalho, ora apresentado, faz parte de um conjunto maior sobre o funcionamento de lagoas facultativas primárias providas de chicanas, já parcialmente descritos (BARROS, 1999; DINIZ, 1999; PEDROZA, 2000; ALMEIDA, 2000; OLIVEIRA et al., 2000; SILVA et al., 2000; SILVA et al., 2001) e grande parte dos resultados aqui obtidos, especialmente

os relacionados às variáveis T, OD, e pH, confirmam o que já havia sido evidenciado em trabalhos anteriores.

Durante todo o período de coleta de dados os efluentes das lagoas apresentaram medidas de temperaturas uniformes, com uma média de 23 °C. Essa tendência à uniformidade é devida ao reflexo do processo de mistura que ocorre durante a noite, período em que a temperatura ao longo da profundidade da lagoa, é uniforme.

Assim também a análise de dados de pH e OD representa uma confirmação de evidências anteriores, que logo cedo pela manhã e, provavelmente, durante todo o período da noite as lagoas se encontravam em um estado predominantemente anaeróbico, caracterizado por concentrações médias (1,0 mg/L) de oxigênio dissolvido e valores de pH próximos à neutralidade (pH médio entre 7,58 e 7,70). Neutralidade em lagoas facultativas está, normalmente associada à anaerobiose (camadas inferiores durante o dia e totalidade da massa líquida à noite), enquanto que, em elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, o pH tende também a atingir elevados valores. Isto está associado à atividade de uma abundante comunidade de algas e cianobactérias, que remove, nas horas iluminadas do dia, o dióxido de carbono mais rapidamente do que é produzido pela ação bacteriana na degradação da matéria orgânica. Como resultado, o íon bicarbonato se dissocia com produção de CO₂ e liberação de íons hidroxila que eleva o pH do meio. A atividade do fitoplâncton, nas horas iluminadas do ciclo diário, é, em lagoas de estabilização, suficientemente vigorosa para, demandando uma elevada quantidade de gás carbônico, liberar uma equivalente quantidade de radicais hidroxilas que eleva o pH. Evidentemente, essa atividade fotossintética ocorre com a produção de oxigênio. À noite, do ciclo diário, a respiração da comunidade biológica é responsável pelo aumento da concentração de gás carbônico e, conseqüentemente, de íons H⁺ que diminuem o pH.

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. No entanto as remoções de SS aqui observadas (62 - 71 %) se situaram dentro da faixa comumente relatada na literatura para esse tipo de lagoas.

As faixas de SS, observadas neste trabalho (intervalo de 15 a 200 mg/L) foram compatíveis com aquelas apresentadas por Barros (1999) que, investigando a massa líquida de lagoas facultativas primárias profundas nos níveis (50 e 200 cm), observou uma faixa de

variação entre 40 e 152 mg/L. Segundo esse mesmo autor as baixas concentrações de SS encontradas nos níveis inferiores são devidas, principalmente, à pouca incidência de luz solar, que resulta em uma quantidade limitada de biomassa de algas expressa como clorofila "a", principal causa das altas concentrações de sólidos em suspensão em lagoas facultativas primárias.

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, e bactérias do enxofre.

Segundo Barros (1999) e Diniz (1999), a análise da matriz correlação para as variáveis DBO₅, DQO, SS e clorofila "a" permitiu verificar que os sólidos suspensos de uma lagoa facultativa primária formam com aquelas outras um grupo onde predominam relações diretas.

Devido à condição de maior profundidade das lagoas, associada à aplicação de cargas orgânicas elevadas, a luz solar não consegue penetrar e, como consequência, os níveis mais profundos que estão sob menos influência da luminosidade recebida durante o dia pela lagoa, apresentaram, assim, os mais baixos valores de clorofila "a" com concentração médias entre 191 e 337 µg/L, um valor mínimo de 46 e máximo de 744 µg/L.

De fato, é importante salientar que a maior parte dos sólidos suspensos em lagoas facultativas está relacionada à presença de algas, sendo, portanto de natureza diversa dos sólidos de águas residuárias. O comportamento relativamente homogêneo apresentado pela DBO₅ e a DQO no período da manhã, está associado às condições que prevalecem durante a noite, na massa líquida, ou seja, a partir das primeiras horas da noite, tem início o resfriamento das camadas superiores que perdem calor mais rapidamente do que as camadas do fundo, tomando-se mais densas e afundando, induzindo, assim, à mistura da massa líquida. Esse processo de mistura segue até uma temperatura aproximadamente uniforme, em todas as partes da lagoa, ocorrendo presumivelmente, também, uma tendência de uniformidade nas outras variáveis analisadas.

5.2 – Sobre o estudo comparativo entre os efluentes das lagoas facultativas primárias

Conforme apresentado na Tabela 4.5 a lagoa de controle (F28) tendeu a apresentar as menores eficiências de remoção de matéria orgânica (74 % de DBO₅, 50 % de DQO e 62 % de SS), quando comparadas às lagoas providas de chicanas, com eficiências de 75-76% DBO₅, 56-57% DQO e 70-71% de sólidos suspensos.

A análise de variância aplicada aos dados dos efluentes das lagoas demonstrou, no entanto, não existirem diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) para as variáveis DBO₅, DQO, OD, pH, T, indicando que a lagoa provida de chicanas não teve um desempenho operacional tão expressivo com relação a essas variáveis. Para a variável clorofila “a” e SS a análise de variância demonstrou que houve diferenças significativas ($\alpha = 0,05$), sendo essa diferença evidenciada claramente pela concentração média da lagoa F27 significativamente menor que as concentrações das outras lagoas.

5.3 – Sobre o desempenho do uso de chicanas em lagoas facultativas primárias

As lagoas do sistema experimental eram providas de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem (F29) e paralelas (F27 e F30) para promover o ordenamento hidráulico da massa líquida concorrendo para uma menor dispersão longitudinal e melhorando a eficiência do tratamento. De fato conforme apresentado na Tabela 4.5 a lagoa de controle (F28) tendeu a apresentar as menores eficiências de remoção em relação às lagoas providas de chicanas. A análise de variância de fator único aplicada aos dados do sistema experimental não revelou a existência de diferenças significativas entre os efluentes das lagoas em relação às variáveis DBO₅, DQO, OD, pH, T, levando à conclusão que, do ponto de vista dos parâmetros estatísticos aqui analisados, o papel exercido pelas chicanas não foi significativo para um melhor desempenho operacional dos reatores.

Tais resultados estão de acordo com os estudos, já desenvolvidos na EXTRABES, por outros autores, sobre o uso de chicanas. De fato Barros (1999) e Silva et al., (2000), estudando o comportamento de ácidos voláteis nos efluentes das lagoas F28 (sem chicanas) e F29 (com chicanas do tipo vai-e-vem) verificaram que o último reator foi mais eficiente na remoção dessa espécie. Diniz (1999), Silva (1999) e Oliveira et al., (2000), estudando,

respectivamente, o comportamento da matéria orgânica e formas de enxofre, observaram a não existência de melhoria significativa do desempenho operacional proporcionado pelo uso de chicanas nas lagoas desse sistema experimental.

Pedroza (2000) verificou que, do ponto de vista do nitrogênio orgânico e amoniacal, fósforo total e ortofosfato solúvel, o papel exercido pelas chicanas não foi significativo para promover um melhor desempenho operacional dos reatores.

Também de acordo com Silva et al., (2001), Oliveira et al., (2000), estudando a remoção de coliformes, DBO₅, DQO, SS, formas de fósforo e de nitrogênio, nesse mesmo sistema, não detectaram diferenças significativas quanto à qualidade dos efluentes nas lagoas facultativas primárias profundas, providas de chicanas e convencional. Silva et al., (2001) citam que a elevada profundidade e, conseqüentemente a baixa razão largura/profundidade, a qual propicia a existência de zonas mortas no interior da lagoa, pode ter contribuído para a não existência de diferenças significativas nos efluentes das lagoas.

Os vários autores supracitados foram unânimes em afirmar, que fatores como a grande profundidade e a elevada carga orgânica, que representam condições extremas de operação, são explicações possíveis para a não observação, de efeitos benéficos do uso de chicanas nesse tipo de reator. Lagoas facultativas primárias, devido ao nível de tratamento que promovem, talvez não representem o tipo de reator no qual diferenças de desempenho, devido à ação de chicanas, possam ser sensivelmente medidas. Talvez em lagoas de maturação, numa série, os efeitos desejáveis possam ser melhor percebidos.

5.4 - Análise comparativa dos sistemas experimentais

Os sistemas experimentais eram constituídos por quatro lagoas facultativas primárias profundas com e sem chicanas, na qual, água residuária bruta recebia ao longo de um tempo médio de 15 dias, um tratamento cujo efeito principal era exercido sobre a concentração de matéria orgânica. De fato, os efeitos mais visíveis do tratamento numa lagoa facultativa primária são a remoção de matéria orgânica e a alta proliferação fitoplanctônica.

No experimento 1, as lagoas F27, F28, F29, e F30, estudadas por Diniz (1999), foram operadas com o efluente sendo descarregado a 50 cm do piso das lagoas junto à parede de montante. O nível de coleta do efluente foi localizado a cerca de 5 cm da superfície líquida das respectivas lagoas. No experimento 2, as lagoas foram operadas com o efluente sendo descarregado a 50 cm abaixo da superfície líquida, junto à parede de montante, e a saída do efluente era efetuada a 50 cm do fundo das lagoas.

A análise comparativa dos sistemas experimentais teve seu ponto de partida na configuração dos sistemas.

No primeiro sistema, os efluentes das lagoas foram investigados com base em amostras pontuais na superfície, enquanto que no segundo sistema, os efluentes correspondiam a amostras pontuais do fundo das lagoas. Assim no primeiro caso, as interações estudadas levaram em conta os efeitos observados em camadas superficiais. No segundo sistema essas interações foram estudadas com base em amostras representativas do nível situado a 50 cm do fundo das lagoas.

As Figuras 5.1 a 5.4 ilustram, respectivamente, o comportamento dos parâmetros estatísticos de DBO₅, DQO, SS e clorofila "a" nos dois experimentos, permitindo comparações simultâneas dos valores mínimos, médios, máximos e desvios padrões.

Analisando o comportamento das Figuras citadas, foi possível observar claramente que o experimento 1 apresentou sempre valores máximos maiores quando comparados com o experimento 2. Tanto os valores máximos superiores, como os desvios padrões maiores, atestam que ocorreram uma maior variação nas concentrações analisadas, sendo influenciadas pelo nível de coleta. No experimento 2, pode ser observada uma maior tendência de valores de concentrações mais uniformes.

Analisando o comportamento da Figura 5.4 observa-se que a clorofila "a" no experimento 1 apresentou sempre concentrações superiores quando comparado com o experimento 2, comprovando que a biomassa de algas, expressa como clorofila "a", é a principal responsável pelas modificações na massa líquida de lagoas facultativas ao longo do ciclo diário

No experimento 1, o comportamento do pH, oxigênio dissolvido, clorofila "a" e temperatura estiveram relacionados à maior incidência dos raios solares nas camadas mais superficiais que favorecem a atividade fotossintética das algas e cianobactérias e, como

conseqüência à camada superior mantém-se aeróbia, influenciando sobre o pH e o OD, ao longo das horas iluminadas do ciclo diário.

Uma importante questão de interesse do projeto de lagoas facultativas que emerge neste ponto da discussão, diz respeito à profundidade do nível de coleta (drenagem) do efluente da lagoa. Tem sido verificado na pesquisa de espécies químicas na massa líquida de lagoas facultativas primárias que, do ponto de vista da concentração de matéria orgânica e da biomassa (BARROS, 1999), essa drenagem pode ocorrer em qualquer nível da massa líquida, mas preferencialmente nos níveis inferiores.

Pedroza (2000), investigando a massa líquida de lagoas facultativas primárias afirma que, em relação aos nutrientes, a coleta do efluente poderia ser feita em níveis mais profundos, entre 50 e 200 cm abaixo da superfície líquida. Conforme a análise da massa líquida desses reatores, as menores concentrações médias das espécies químicas analisadas foram atingidas nesses níveis, exceto nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel.

Nas Figuras 5.1 a 5.4 pode-se observar que o experimento 2, apresentou uma maior uniformidade nas concentrações analisadas, como atestam os desvios padrões menores (comparados com DINIZ, 1999). Isto pode estar relacionado ao fato de que a entrada do afluente a 50 cm abaixo da superfície líquida, e saída do efluente sendo efetuada a 50 cm do fundo da lagoa, induz o líquido a se misturar e percorrer quase que completamente toda a extensão da lagoa, até chegar ao nível de 50 cm do fundo (nível de coleta), contribuindo assim para uma ampla homogeneização do líquido, minimizando a ocorrência de curto-circuitos hidráulicos contribuindo para uma melhor eficiência do tratamento.

A análise de comparação dos resultados nos dois experimentos demonstram que os níveis mais profundos são mais adequados para servirem de ponto de drenagem do efluente. Segundo Pedroza (2000), as baixas concentrações de oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas não devem ser encaradas como um aspecto negativo, do ponto de vista do descarte do efluente, uma vez que o líquido descarregado deve passar por estágios de maturação antes de ser lançado em corpos receptores ou ser reutilizado. O projeto de séries de lagoas permite, portanto, que a drenagem de lagoas facultativas primárias seja realizada em qualquer nível da coluna líquida.

A Figura 5.1 apresenta os dados amostrais de DBO₅ dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

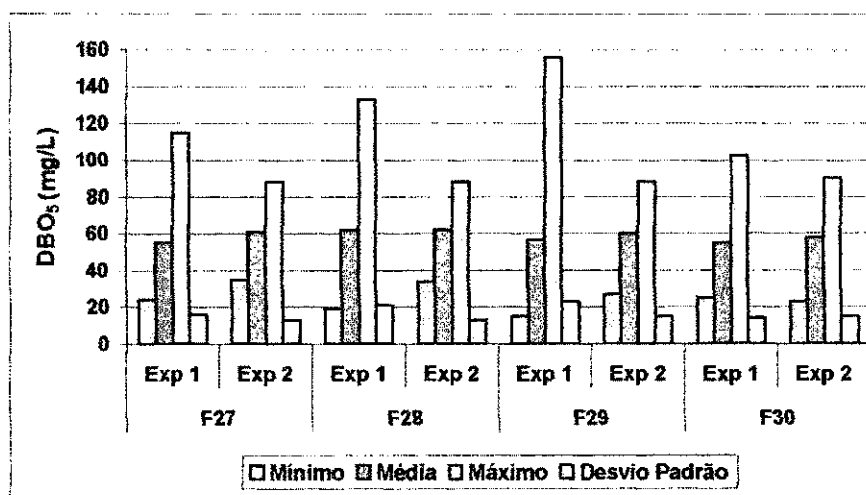


Figura 5.1. Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de DBO₅ dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

A Figura 5.2 apresenta os dados amostrais de DQO dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

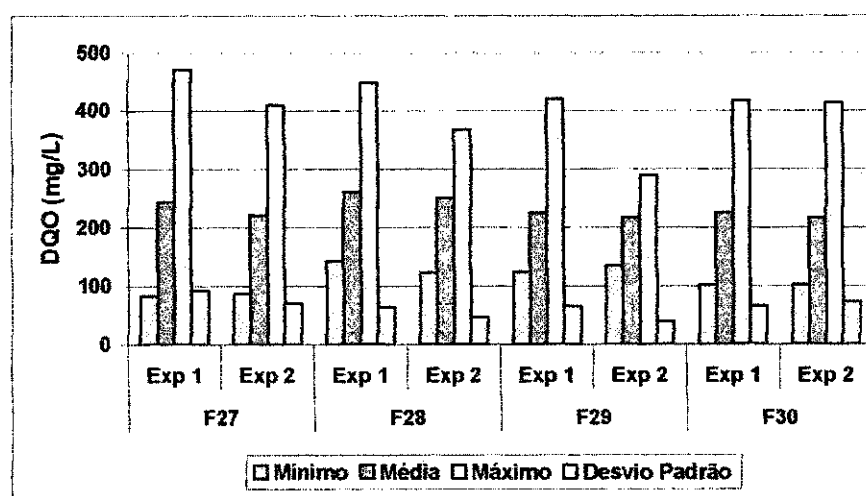


Figura 5.2. Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de DQO dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

A Figura 5.3 apresenta os dados amostrais de SS dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

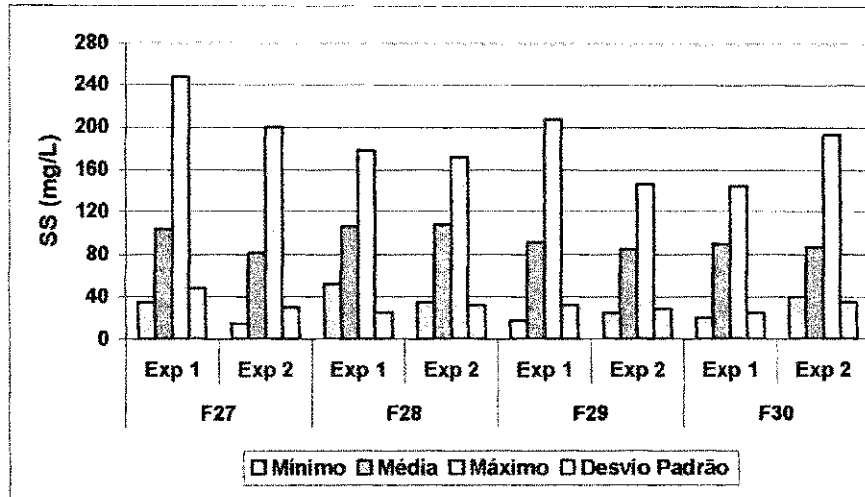


Figura 5.3. Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de SS dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

A Figura 5.4 apresenta os dados amostrais de Clorofila "a" dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

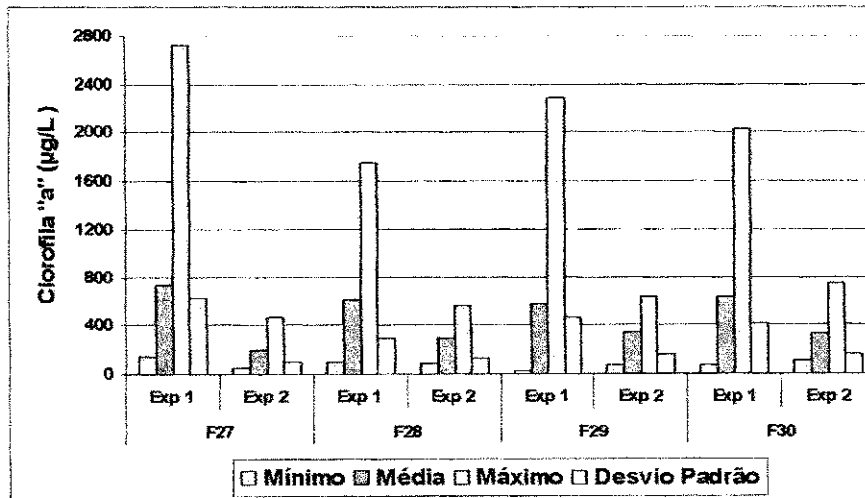


Figura 5.4. Comparação gráfica de médias, amplitudes e desvios padrões de dados amostrais de clorofila "a" dos experimentos 1 (DINIZ, 1999) e 2 (este trabalho).

6.0 – CONCLUSÕES

I - A análise dos resultados de monitoração dos efluentes das lagoas facultativas primárias do sistema experimental demonstrou que, do ponto de vista do comportamento das variáveis analisadas DBO₅, DQO, e SS, a utilização do uso de chicanas não foi significativo para melhoria do desempenho operacional destas lagoas. As lagoas providas de chicanas não apresentaram um desempenho muito expressivo na remoção de DBO₅ (75 – 76 %), DQO (56 – 57%) e SS (70 – 71%), em comparação à lagoa de controle que teve eficiências de 74% para DBO₅, 50% para DQO, e 62% para SS. Portanto os resultados desta pesquisa sobre a influência do uso de chicanas em lagoas facultativas primárias profundas, tratando águas residuárias domésticas, mostraram que, em nível de lagoas primárias, a utilização de chicanas está sujeita à influência das características físicas e operacionais, como carga orgânica e profundidades elevadas e que, talvez, nesse nível, não seja técnica e economicamente viável a sua aplicação.

II – A análise de comparação dos dois sistemas experimentais analisados neste trabalho, permitiu concluir que:

1- O nível de coleta a 50 cm do fundo estudado nas lagoas do experimento 2, se mostrou mais adequado para servir de ponto de drenagem do efluente.

2- A biomassa de algas expressa como clorofila “a”, é a principal responsável pelas modificações da massa líquida de lagoas facultativas ao longo do ciclo diário.

7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

ALMEIDA, I. N. (2000). **Estudo da distribuição de coliformes fecais na massa líquida de lagoas facultativas providas de chicanas**. Dissertação de mestrado. Campina Grande – PB.

APHA, AWWA, WPCF (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. America Public Health Association, 20th edition Washington, D. C.

ARCEIVALA, S. J. (1981). **Wastewater treatment and disposal- engineering and ecology in pollution control**. New York: Marcel Dekker Inc.

ARTHUR, J. P. (1983). **Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries**. Technical paper n. 7. Washington: World Bank.

BARTONE, C. R. (1986). **Waste stabilization ponds and reuse of effluents**. Anales del Seminario Regional de investigation sobre lagunas de Estabilizacion. Lima: CEPIS.

BARROS, J. V. (1999). **Efeito do uso de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem em lagoas facultativas primárias profundas tratando águas residuárias domésticas**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande – PB.

BENEFIELD, L. D. & RANDALL, C. W. (1980). **Biological process design for wastewater treatment**. Prentice-Hall, EUA. 526 p.

COUNCIL OF EUROPEAN COMMUNITIES. (1991). **Council Directive of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment (91/27/EEC)**. Official Journal of the European Communities, L 135/40-52 (30 May).

DINIZ, M. J. L. (1999). **Estudo da influência de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primárias profundas no tratamento de esgotos domésticos.** Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande – PB.

ELLIS, K. V. (1983). **Stabilization ponds: design and operation.** Critical Reviews in Environmental Control, v. 13 n°. 2, pp. 69-102.

GLOYNA, E. F. AND TISCHLER, L. F. (1981). **Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems.** Journal of the Water Pollution Control Federation, 53 (11), pp. 1559-1563.

HESS, M.L (1975). **Lagoas Anaeróbias.** In: Azevedo Netto J. M. et al. Lagoas de Estabilização, 2. ed., cap. 6, CETESB, São Paulo, pp. 57-67.

JAMES, A. (1987). **An alternative approach to the design of waste stabilization ponds.** Water Science and Technology, 19 (12), pp. 213-218.

JONES, J.G. (1979). **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater.** Ambleside: Freshwater Biological Association - Scientific publication (39).

KILANE, J.S AND OGUNROMBI, J.A (1984). **Effects of baffles on the performance of model waste stabilization ponds.** Water Research, 18(8), pp 941-944.

KÖNIG, A. (1984). **Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds.** Tese de Doutorado. Liverpool-Inglaterra. 175 p.

LIMA, M. G. S. (2001). **Estudo da variação cíclica diária de fósforo sedimentável numa lagoa facultativa primária profunda, provida de chicanas do tipo vai-e-vem.** Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande – PB.

LUMBERS, J.P. (1979). **Waste stabilization ponds: design considerations and methods.** *The Public Health Engineer*, 7, v. 2, pp. 70-78.

MARA, D.D (1976). **Sewage Treatment in Hot Climates.** Chichester: John Wiley & Sons, Ltd., 166 p.

MARA, D. D. AND 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, pp. 177- 206.

MENDONÇA, S. R. (1990). **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: Novos Conceitos.** Ed. Universitária; João Pessoa, PB.

MIDDLEBROOKS, E. J., MIDDLEBROOKS, C. H., REYNOLDS, J. H., WATTERS, G. Z., REED, S. C. AND GEORGE, D.B. (1982). **Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading.** New York: Macmillan Publishing Co., Inc.

OLIVEIRA, R. (1990). **The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil.** Ph.D Thesis, The University of Leeds, U. K. 231 p.

OLIVEIRA, R. E. (1995). **Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica numa série de dez lagoas de estabilização, em escala-piloto, tratando esgotos domésticos em região de clima tropical.** Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande – PB.

OLIVEIRA, R. (1997). **O efeito do uso de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primárias tratando esgotos domésticos.** Primeira etapa. Relatório técnico para o CNPq.

OLIVEIRA, R; SILVA, S.A.; SILVA, O.L.C.; ATHAYDE JÚNIOR, G.B. **Variação de espécies de enxofre em lagoas de estabilização facultativas primárias profundas com chicanas tratando esgotos domésticos.** Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de

Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro-BA, 09-14 de abril de 2000. III-057, p 972-978. 2000.

PARKER, C. D. (1979). **Biological mechanisms in lagoons**. Water Technology, **11** (415), pp. 71-85.

PEARSON, H. W. (1987). **Algae Associated with sewage treatment**. In: Microbial Technology in the Developing World. (Ed. E. J. da Silva, Y. R. Dommergues, E. J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, pp. 260-288.

PEDROZA, M. M. (2000). **Comportamento de formas de nitrogênio e fósforo em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande - PB

PESCOD, M. B. & MARA, D. D. (1988). **Design, operation and maintenance of wastewater stabilization pond**. In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation. (Ed. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 93-115.

REYNOLDS, J.H., NIELSON, S.B. AND MIDDLEBROOKS, J. (1975). **Biomass distribution and kinetics of baffled lagoons**. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 101, EEC, pp. 1005-1024.

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. Dundee, Scotland: University of Dundee, Scotland.