



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

**CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS NO DESEMPENHO  
OPERACIONAL DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS  
PROFUNDAS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS**

**MARIA JOSÉ LEITE DINIZ**

**CAMPINA GRANDE**

**1999**

**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS NO DESEMPENHO  
OPERACIONAL DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS  
PROFUNDAS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS**

MARIA JOSÉ LEITE DINIZ

ESTUDO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS NO DESEMPENHO  
OPERACIONAL DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS  
PROFUNDAS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS

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

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub – área: ENGENHARIA SANITÁRIA

Orientadores: Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva

Prof. Dr. Rui de Oliveira

Campina Grande - PB

1999



D585e

Diniz, Maria José Leite.

Estudo da influência de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primárias profundas tratando esgotos domésticos / Maria José Leite Diniz. - Campina Grande, 1999.

93 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1999.

"Orientação : Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva, Prof. Dr. Rui de Oliveira".

Referências.

1. Esgoto Doméstico - Tratamento. 2. Chicanas - Esgoto. 3. Lagoas Facultativas Primárias. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Silva, Salomão Anselmo. II. Oliveira, Rui de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título

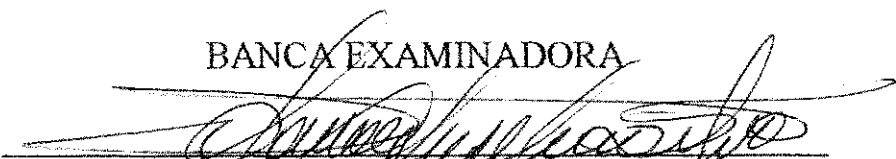
CDU 628.3(043)

MARIA JOSÉ LEITE DINIZ

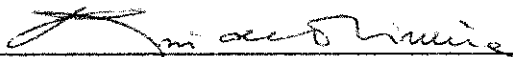
ESTUDO DA INFLUÊNCIA DE CHICANAS NO DESEMPENHO  
OPERACIONAL DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS  
PROFUNDAS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS

Dissertação aprovada em: 18/10/99

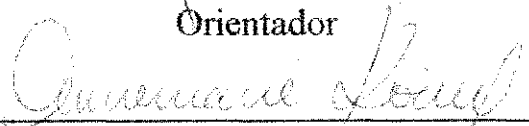
BANCA EXAMINADORA

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

Orientador

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

Orientador

  
Prof.<sup>a</sup>. Annemarie König – PhD.

Examinador Interno

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

Examinador Externo

Campina Grande – PB

1999

Dedico com muito amor:

À minha irmã Edna, que sempre esteve presente em todos os momentos de minha vida.

À minha filha Paloma e à minha sobrinha Andrezza, para que lhes sirva de estímulo na grande caminhada da vida.

## AGRADECIMENTOS

A DEUS e ao meu Anjo da Guarda.

Ao prof. Salomão Anselmo Silva por ter provido as condições para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao prof. Rui de Oliveira, pela orientação e sobretudo, pela paciência, constância, dedicação e incentivo na execução deste trabalho.

Ao prof. e colega Carlos Fernandes, pela amizade, colaboração e conselhos pessoais.

Aos colegas João, Gilson e Edson pela amizade, apoio e colaboração.

A Jaqueline, e Tatiana pela amizade e companheirismo.

A Josi, Ziza e Helena pela amizade e incentivo.

A Cristina, secretária da AESA, pela atenção e amizade.

Aos funcionários da EXTRABES pelo companheirismo e atenção.

A Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

A Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA).

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro durante a vigência do Curso.



## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS

LISTA DE FIGURAS

RESUMO

ABSTRACT

1.0 INTRODUÇÃO.....	14
2.0 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 Lagoas de estabilização.....	16
2.2 Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização.....	19
2.2.1 Oxidação aeróbia.....	20
2.2.2 Digestão anaeróbia.....	21
2.3 Classificação das lagoas.....	24
2.4 Lagoas facultativas primárias.....	27
2.4.1 Características físicas e operacionais.....	27
2.4.2 Projeto de lagoas facultativas primárias.....	30
2.4.3 Princípios de Funcionamento.....	34
2.4.3.1 Simbiose entre algas e bactérias.....	34
2.4.3.2 Diversidade de algas.....	35
2.4.3.3 Fenômenos associados a estratificação térmica.....	36
2.4.3.4 Toxicidade.....	37
2.4.3.5 Odores.....	38
2.5 Influência dos fatores físicos no desempenho hidráulico de reatores de tratamento.....	39
2.5.1 Fluxo hidráulico.....	39
2.5.2 Efeito das dimensões e da forma da lagoa.....	40
2.5.3 Efeito dos dispositivos de entrada e saída.....	41
2.5.4 Efeito do uso de chicanas.....	41
2.5.4.1 Na hidráulica das lagoas de estabilização.....	41
2.5.4.2 Efeito no crescimento de organismos.....	43



3.0 MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3.1 Descrição do sistema experimental.....	45
3.2 Alimentação do sistema experimental.....	48
3.3 Amostragem.....	49
3.4 Parâmetros Analisados e Procedimentos Analíticos.....	51
3.5 Métodos estatísticos empregados na análise dos dados.....	52
4.0 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	53
4.1 Tratamento estatístico dos dados amostrais.....	53
4.2 Caracterização do esgoto bruto.....	54
4.3 Resultados da monitoração.....	56
4.3.1 Temperatura.....	56
4.3.2 pH.....	57
4.3.3 Oxigênio dissolvido.....	59
4.3.4 Clorofila "a".....	60
4.3.5 Demanda bioquímica de oxigênio.....	61
4.3.6 Demanda química de oxigênio.....	63
4.3.7 Sólidos suspensos.....	65
4.3.8 Coliformes fecais.....	66
4.4 Estudo das matrizes de correlação.....	69
4.5 Estudo da análise de variância.....	79
5.0 DISCUSSÃO.....	82
5.1 Sobre a carga orgânica aplicada, a profundidade e o tempo de detenção hidráulica das lagoas.....	82
5.2 As lagoas funcionaram como facultativas primárias?.....	83
5.3 Sobre a utilização de chicanas em lagoas facultativas primárias.....	84
5.4 Sobre a qualidade dos efluentes das lagoas facultativas.....	84
5.5 A utilidade das correlações encontradas entre os parâmetros.....	86
5.6 A contribuição deste estudo na pesquisa de lagoas de estabilização.....	86
6.0 CONCLUSÕES.....	87
7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	88

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Características físicas do sistema experimental.....	48
Tabela 4.1 – Resultados da monitoração de rotina do sistema XXI. Período: outubro/97 a novembro/98.....	55
Tabela 4.2 - Caracterização do esgoto bruto da cidade de Campina Grande – PB, baseado em amostras compostas diárias. Período: outubro/97 a novembro/98.....	54
Tabela 4.3 – Eficiência de remoção (%)de DBO <sub>5</sub> , DQO, SS e CF no sistema XXI. Período de outubro/97 a novembro/98.....	68
Tabela 4.4 – Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F27.....	74
Tabela 4.5 – Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F28.....	74
Tabela 4.6 – Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F29.....	75
Tabela 4.7 – Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F30.....	75
Tabela 4.8 – Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F27.....	76
Tabela 4.9 – Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F28.....	76

Tabela 4.10 – Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F29.....	77
Tabela 4.11 – Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F30.....	77
Tabela 4.12 – Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais de todas as lagoas facultativas primárias.....	78
Tabela 4.13 – Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais de todas as lagoas facultativas primárias.....	78
Tabela 4.14 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados pontuais de DBO <sub>5</sub> do esgoto bruto e efluentes das lagoas facultativas primárias.....	79
Tabela 4.15 – Valores da estatística F e Fc na análise comparativa (ANOVA – fator único) das médias dos distintos parâmetros analíticos medidos nos efluentes das lagoas facultativas primárias .....	81

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Representação esquemática dos processos de catabolismo e anabolismo na oxidação aeróbia.....	21
Figura 2.2 Esquema proposto para as reações da digestão anaeróbia de esgoto doméstico.....	24
Figura 2.3 Remoção de $DBO_5$ em lagoas facultativas.....	26
Figura 2.4 Simbiose entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.....	35
Figura 3.1 Planta de situação do sistema experimental em escala-piloto, nas dependências da EXTRABES-UFPB.....	46
Figura 3.2 Detalhes do sistema experimental em escala-piloto instalado nas dependências da EXTRABES-UFPB.....	47
Figura 3.3 Esquema do amostrador automático.....	50
Figura 4.1 Variação temporal da temperatura com base nos dados pontuais do afluente (EB) e dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.....	56
Figura 4.2 Variação temporal de pH com base nas medições feitas a cada duas semanas no afluente e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.....	58
Figura 4.3 Variação temporal de pH com base nas médias mensais do afluente (EB) e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.....	58

Figura 4.4 Variação temporal do OD com base nas médias mensais do afluente (EB) e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.....	59
Figura 4.5 Variação temporal de clorofila “a” com base nos valores médios mensais dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.....	60
Figura 4.6 Distribuição temporal da DBO <sub>5</sub> do esgoto bruto afluente e efluentes das lagoas facultativas primárias com base nos dados obtidos a cada duas semanas.....	62
Figura 4.7 Distribuição temporal das médias mensais da DBO <sub>5</sub> do esgoto bruto e das lagoas facultativas primárias profundas.....	62
Figura 4.8 Distribuição temporal da DQO do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas facultativas primárias com base nos dados obtidos a cada duas semanas.....	64
Figura 4.9 Distribuição temporal das médias mensais da DQO do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.....	64
Figura 4.10 Variação temporal dos SS baseada nos valores médios do esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas....	66
Figura 4.11 Concentrações dos valores médios de CF do afluente (EB) e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.....	67
Figura 4.12 Médias e limites de confiança de 95% (Método GT – 2) de DBO <sub>5</sub> do esgoto bruto e efluentes das lagoas facultativas primárias.....	80

## RESUMO

Este trabalho descreve a avaliação do uso de chicanas (longitudinais paralelas e do tipo vai-e-vem) em lagoas facultativas primárias profundas (F27, F28, F29, F30) tratando esgoto doméstico. O sistema experimental, denominado de Sistema XXI, em escala-piloto, era constituído de 4 unidades com profundidades de 2,30 m cada uma e carga orgânica superficial de 330 kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia, com tempo de detenção hidráulica de 15 dias. O sistema, localizado na cidade de Campina Grande – PB (7°13'11" S, 35°52'31" O, 550 m acima do nível do mar), nordeste do Brasil, foi operado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES). Os trabalhos de campo foram realizados no período de outubro de 1997 a novembro de 1998. Amostras compostas diárias de esgoto bruto afluyente e amostras de efluentes das lagoas, coletadas às 8 horas da manhã, foram analisadas, uma vez por semana, para a determinação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Os parâmetros analisados foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido, clorofila "a" (auxiliares), DBO<sub>5</sub>, DQO, sólidos suspensos e coliformes fecais. Com os resultados da monitoração pode ser observado que o uso de chicanas em lagoas facultativas primárias não contribuiu de modo sensível para a melhoria do seu desempenho, observado pelas faixas relativamente estreitas de eficiências nas remoções de DBO<sub>5</sub> (71-74%), DQO (47-54%), SS (53-60%) e CF (93,6664-94,6666%), embora tenha sido observada uma tendência da lagoa de controle (F28) apresentar as menores eficiências. A lagoa mais eficiente foi a F29, com chicana do tipo vai-e-vem. Em face do desempenho pouco expressivo das lagoas com chicanas na remoção de parâmetros típicos da presença de matéria orgânica (DBO<sub>5</sub>, DQO e SS) e de origem fecal (CF) foi concluído que sua utilização em lagoas facultativas primárias profundas submetidas a cargas orgânicas elevadas não parece ser recomendável técnica e economicamente.

## ABSTRACT

A pilot-scale experimental sewage treatment system made up of four deep (2.3 m) primary facultative ponds each having a hydraulic retention time of 15 days being loaded with 330 kg BOD<sub>5</sub>/ha.d, was operated at EXTRABES (Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage), Campina Grande City (7°13'11" S, 35°52'31" W, 550 m above mean sea level), Paraíba State, northeast Brazil. Two ponds (F27 and F30) were designed with parallel longitudinal baffles and one (F29) with round-the-corner baffles being F28 (without baffles) maintained as a control reactor. The investigative work was carried out between October 1997 and November 1998, on the basis of weekly determination of BOD<sub>5</sub>, COD, suspended solids and faecal coliforms and the ancillary parameters temperature, pH, dissolved oxygen and chlorophyll a in grab samples of pond effluents, collected at 8 a. m., and daily composite samples of raw sewage.

Data on faecal coliforms, BOD<sub>5</sub>, COD and suspended solids concentrations and removals showed that baffles only tended to upgrade pond performance, particularly the type round-the-corner in pond F29, but any significant difference could not be demonstrated through one-way analysis of variance applied to them. So, from both technical and economical points of view baffles do not appear to be indicated in designing highly loaded deep primary facultative ponds treating sewage under conditions similar to those observed herein.



## 1.0 INTRODUÇÃO

O crescimento progressivo da população mundial juntamente com sua migração para as cidades, aliado ao avanço tecnológico trouxe sérios problemas, tais como: a necessidade de racionamento da água, o aumento dos custos industriais pela necessidade de exploração de águas subterrâneas e a degradação da qualidade da água pelo lançamento indiscriminado das águas residuárias *in natura* nos corpos receptores d'água. Neste contexto os rios e lagos se tornaram um veículo natural para o escoamento dos produtos indesejáveis das atividades humanas, tanto domésticos quanto industriais. Dessa forma, os mananciais vão se tornando impróprios para o consumo humano, trazendo inclusive riscos à saúde e também prejuízos à fauna e à flora.

Para evitar a poluição desses mananciais e das águas subterrâneas e reduzir ou mesmo eliminar a disseminação de doenças de veiculação hídrica é necessário submeter as águas residuárias a tratamento antes do seu lançamento em corpos receptores. O tratamento dos esgotos domésticos consiste, basicamente, na modificação de suas características físico-químicas e biológicas de tal forma que eles possam ser lançado em corpos receptores dentro dos padrões exigidos pelos órgãos de controle de poluição ambiental.

A maior parte dos processo de tratamento de águas residuárias inclui a depuração biológica da matéria orgânica, promovida especialmente por bactérias e algas, em produtos mais simples e estáveis como sais minerais, gás carbônico e água (Branco, 1986). Dentre os mais variados métodos e sistemas de tratamento disponíveis, as lagoas de estabilização constituem uma importante alternativa para o tratamento de águas residuárias domésticas, principalmente em países onde há disponibilidade de grandes áreas e as condições climáticas favoreçam sua operação, pela elevada intensidade luminosa e altas temperaturas, fatores importantes no processo de degradação biológica do material orgânico. Além de vantagens tais como simplicidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção, as lagoas

de estabilização podem atingir graus elevados de remoção tanto de material orgânico como de organismos patogênicos.

A interação entre fatores meteorológicos e parâmetros 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 entre os limites zero, considerado ideal, e, infinito. O projeto de lagoas em série e de 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. Vários autores (Middlebrooks *et al.*, 1982; Kilani e Ogunrombi, 1984 e Reynolds *et al.*, 1995) têm considerado o uso de chicanas em lagoas de estabilização como uma das alternativas mais simples de modificar o fluxo hidráulico de lagoas de estabilização, melhorando a eficiência de tratamento. A EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários), dando continuidade à linha de pesquisas com sistemas em escala-piloto iniciou, em 1987, o monitoramento de lagoas providas de chicanas, trabalho esse que abordou várias configurações de sistemas de lagoas com uso de chicanas, por exemplo, lagoas rasas, séries de lagoas, tendo sido ultimamente, retomado envolvendo o emprego de chicanas em lagoas profundas (2,3 m).

O estudo da influência de chicanas em lagoas facultativas primárias profundas tratando esgotos domésticos com base em dados de monitoração do afluente e dos efluentes de quatro dessas lagoas, em termos de matéria orgânica e coliformes fecais, faz parte do plano de pesquisa iniciado em 1997 e constitui o principal objetivo deste trabalho.

## 2.0 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios de pequena profundidade, definidos por diques de terra, onde as águas residuárias brutas ou pré-tratadas são submetidas a tratamento por processos inteiramente naturais, envolvendo algas e bactérias, para estabilização da matéria orgânica e redução de microrganismos patogênicos nelas existentes (Silva e Mara, 1979). Portanto, lagoa de estabilização é um ecossistema hipereutrófico, no qual importantes interrelações biológicas são estabelecidas, na medida em que o material orgânico biodegradável é mineralizado através de reações bioquímicas. Sendo um processo natural, o qual não recebe a interferência do homem, que simplesmente destina o local para o seu desenvolvimento, é baseado na atividade microbiana que envolve algas e bactérias, tendo como fonte de energia a luz solar, além da energia decorrente das reações químicas ocorridas neste processo (de Oliveira, 1995). Além disso, mecanismos de natureza física e química intervêm no processo.

As lagoas de estabilização são os mais importantes processos de tratamento de águas residuárias nos climas tropicais, pois além da disponibilidade de terreno, a temperatura é mais propícia ao crescimento dos microrganismos, favorecendo assim, a biodegradação do material orgânico. Todavia, seu uso não está restrito apenas a países em desenvolvimento, mas onde houver áreas suficientes e de baixo custo (de Oliveira, 1990). São usadas em todas as latitudes, mesmo naquelas tão ao norte, como no Alasca (Silva e Mara, 1979). Nos Estados Unidos, há mais de 5.000 lagoas de estabilização públicas, representando cerca de um terço dos sistemas de tratamento de águas residuárias, constituindo-se em importante método de tratamento, nas mais diferentes circunstâncias. 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 (de Oliveira, 1995).

As vantagens das lagoas de estabilização sobre outros métodos de tratamento estão relacionadas à simplicidade, baixo custo e alta eficiência, o que as tornam bastante difundidas em todo o mundo:

(a) simplicidade - são simples na sua construção, operação e manutenção. A movimentação da terra e a construção do tratamento preliminar representam as maiores obras na construção do sistema de lagoas e têm influência decisiva na sua economicidade. A proteção de taludes e as estruturas de entrada e saída são pequenas obras de engenharia, mas de grande importância por terem um impacto direto no comportamento hidráulico do reator. Sua operação e manutenção abrangem limpeza da grade, caixa de areia e dispositivos de entrada e saída, corte regular da grama do talude e remoção da espuma sobrenadante.

(b) custos - as lagoas de estabilização se constituem no método de tratamento de custo mais baixo devido à sua simplicidade, além de não necessitarem de nenhum equipamento eletromecânico e não requererem energia elétrica no processo (Mara, 1976; Arthur, 1983).

(c) efetividade no tratamento – são altamente eficientes na remoção da matéria orgânica e organismos fecais, o que torna seus efluentes próprios para o reuso (de Oliveira, 1990). De acordo com Mara *et al.* (1992), um sistema de lagoas bem dimensionado e operado é consideravelmente melhor na remoção da matéria orgânica e organismos patogênicos do que os demais sistemas de tratamento de águas residuárias. Por exemplo, o efluente final de uma série de três lagoas contém menos de 5.000 UFC/100 ml, enquanto que o efluente final de uma estação de tratamento convencional (efluente de um tanque de decantação posterior a um filtro biológico) contém cerca de  $5 \times 10^6$  UFC /100 ml (Silva e Mara, 1979). Lagoas podem alcançar qualquer grau de tratamento, sendo bastante flexíveis na operação, permitindo alterar o tempo de detenção hidráulica, por exemplo, apenas modificando a posição do dispositivo de saída, de forma a permitir variações no nível de água. Os autores afirmam também a sua flexibilidade em relação a

suportarem bem cargas orgânicas e hidráulicas de choque e na sua capacidade de absorverem concentrações de metais pesados de até 30 mg/l (Mara e Pearson, 1986).

A maior desvantagem das lagoas de estabilização é certamente a necessidade de grandes áreas para o processo. No entanto, nos países em desenvolvimento onde, geralmente, faltam recursos financeiros, mas há disponibilidade de terrenos próximos às cidades a custos razoáveis, o sistema de lagoas de estabilização é considerado a melhor opção, face à complexidade e aos custos das estações convencionais.

Uma outra desvantagem atribuída às lagoas é a concentração de sólidos suspensos presentes nos efluentes, cuja remoção é considerada apenas razoável, devido à presença de algas no efluente final. A alta concentração de algas presente no efluente final provém de uma reação que representa o reverso da estabilização biológica da matéria orgânica. Ou seja, as algas utilizam a luz solar como energia e sintetizam a partir de compostos inorgânicos, compostos orgânicos que vão exercer demanda de oxigênio nos corpos receptores. Porém, é citado por Gloyna e Tischler (1981), que a Environmental Protection Agency (EPA), nos Estados Unidos, reconhece que os sólidos devido às algas vivas nos efluentes de lagoas, têm características diferentes dos sólidos do esgoto bruto ou de outros processos de tratamento. Outros autores (Mara *et al.*, 1992) afirmam que as algas dos efluentes de lagoas de estabilização têm pouca chance de exercer demanda de oxigênio, porque são consumidas pelo zooplâncton dos corpos receptores. É preciso enfatizar, portanto, que contrariamente ao que pode ser pensado e/ou, até mesmo, divulgado por alguns, o material orgânico vivo gerado nas lagoas de estabilização é quantitativamente inferior ao material orgânico putrescível afluente de lagoas primárias e secundárias. Em lagoas de maturação, principalmente de estágios intermediários, existe a possibilidade de aumento de DBO devido à presença de biomassa algal, mas a sua magnitude é, frequentemente, muito baixa. De fato, nesses estágios a DBO já é comumente tão baixa que não deve acarretar qualquer preocupação.

## 2.2 Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização

Entre os vários mecanismos que atuam nas lagoas de estabilização para tratamento das águas residuárias, podem ser destacados (de Oliveira, 1990):

a) o efeito reservatório, que expressa a capacidade de diluição das lagoas e permite a absorção de choques de carga orgânica e hidráulica;

b) sedimentação primária, que é responsável pela remoção de sólidos sedimentáveis no fundo da lagoa, particularmente, nas lagoas facultativas primárias e anaeróbias, que recebem águas residuárias brutas;

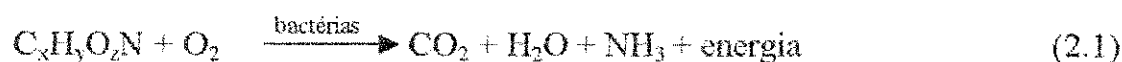
c) a biodegradação da matéria orgânica, via digestão anaeróbia e oxidação aeróbia, constitui-se no mecanismo mais importante para remoção do material orgânico em um sistema de tratamento biológico, no qual as bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de energia (catabolismo) ou como fonte para a síntese de material celular (anabolismo), transformando-o em produtos estáveis. A parte catabólica se divide em dois processos: o 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 é também chamado de respiração aeróbia (quando o oxigênio é o oxidante) e anaeróbia (quando nitrato ou sulfato são aceptores de elétrons do material orgânico). Já, no catabolismo fermentativo não há presença de um oxidante, o processo ocorre devido ao rearranjo de elétrons na molécula fermentada, formando, assim, 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

A oxidação aeróbia é levada a efeito por bactérias aeróbias e facultativas que decompõem a matéria orgânica, formando dióxido de carbono, água, amônia e fosfatos, na presença de oxigênio molecular, conforme as equações abaixo (de Oliveira, 1990):

Catabolismo:



Anabolismo:



De acordo com Silva e Mara (1979), van Haandel (1994) e de Oliveira (1995), um terço da matéria orgânica disponível é usada em reações catabólicas e dois terços em reações anabólicas. Esses mesmos autores citam também que outra importante forma de catabolismo ocorre na massa celular, que contém cerca de 80% de material biodegradável e pode ser oxidada parcialmente, num processo de autólise ou respiração endógena, representado na Figura 2.1 e pela seguinte equação:





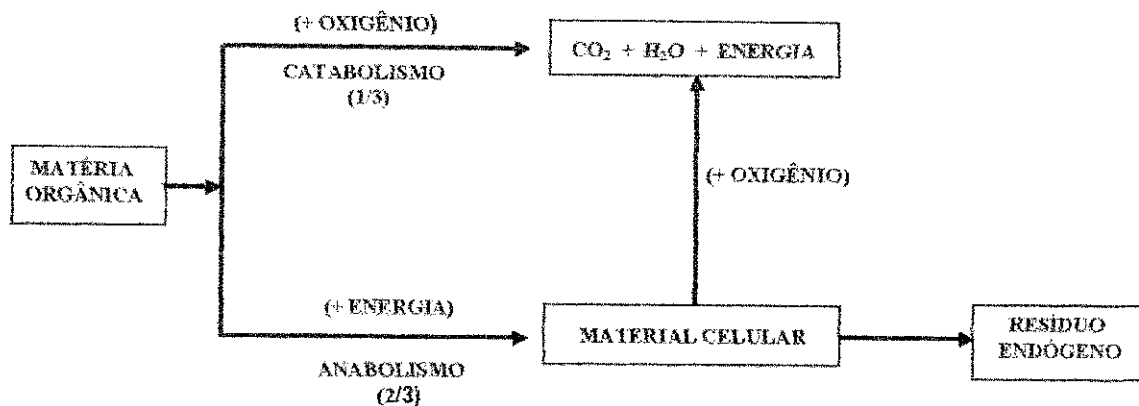
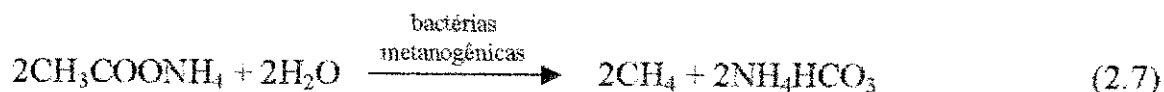
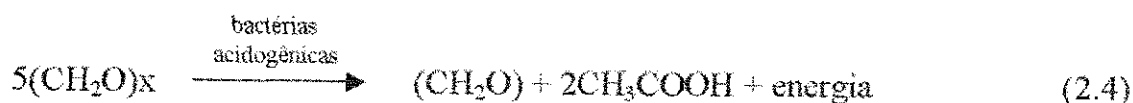


Figura 2.1 - Representação esquemática dos processos de catabolismo e anabolismo na oxidação aeróbia.  
Fonte: Mara (1976).

### 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 (de Oliveira, 1990), exercidos pelas bactérias anaeróbias e facultativas, no qual a matéria orgânica é convertida em produtos orgânicos estáveis, como o metano e inorgânicos como o gás carbônico. Este processo se desenvolve basicamente em duas fases principais: a fermentação ácida e a fermentação metanogênica levadas a efeito, respectivamente, por dois grupos distintos de bactérias (acidogênicas e metanogênicas).

Na primeira fase, as bactérias anaeróbio-facultativas convertem os compostos orgânicos hidrolisados (carboidratos, proteínas e gorduras) em ácidos orgânicos (acético, propiônico e butírico). Na fase metanogênica, os ácidos orgânicos, após serem neutralizados pelo tampão bicarbonato de amônio, resultante da liberação da amônia pela degradação de compostos nitrogenados, que reage com dióxido de carbono e água; são convertidos em metano e dióxido de carbono pelas bactérias metanogênicas, estritamente anaeróbias. As reações envolvidas na digestão anaeróbia são representadas pelas equações abaixo (*Ibid*):



Embora seja bastante compreensível, do ponto de vista didático, a explicação da digestão anaeróbia como um processo de duas fases, convém entender que o processo de conversão da matéria orgânica é bastante complexo sendo realizado por diferentes grupos de bactérias desenvolvendo-se conforme as seguintes fases (van Haandel e Lettinga, 1994) as quais são, também, ilustradas na Figura 2.2:

a) Hidrólise - neste processo, macromoléculas (proteínas, polissacarídeos e lipídios) são convertidos em moléculas de menor peso, que são solúveis em água, sob a ação de exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas em aminoácidos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios em ácidos graxos;

b) Acidogênese - os produtos dissolvidos na fase da hidrólise são convertidos em compostos simples como ácidos voláteis (acético, propiônico, butírico), álcoois, ácido láctico e compostos minerais como o dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto. A maioria das bactérias que atuam neste processo é anaeróbia. Entretanto, existem as bactérias facultativas, as quais são importantes, pois evitam que o oxigênio, eventualmente presente, intoxique a população bacteriana estritamente anaeróbia, entre as quais estão as bactérias metanogênicas;

c) Acetogênese - os produtos da acidogênese são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, que são fontes de produção do gás metano, pelas bactérias acetogênicas;

d) Metanogênese – é a última fase do processo de digestão, a qual consiste na conversão do acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, em metano pelas bactérias metanogênicas. Para a produção do metano participam dois grupos de bactérias: as acetotróficas e as hidrogenotróficas. Setenta por cento do metano é produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução do ácido acético. Os trinta por cento restantes, a partir do hidrogênio e dióxido de carbono, pelas bactérias hidrogenotróficas, conforme as equações abaixo:



As bactérias produtoras de ácido crescem mais rapidamente do que as metanogênicas, que são encontradas em menor número e são bastante sensíveis a condições ácidas, mudanças de pH e temperatura, metais pesados, alterações na alcalinidade, sulfetos, etc. Em função da sensibilidade dessas bactérias, a fermentação metanogênica se torna um fator limitante da digestão anaeróbia como um todo, embora qualquer uma das fases possa ser limitante para o processo.

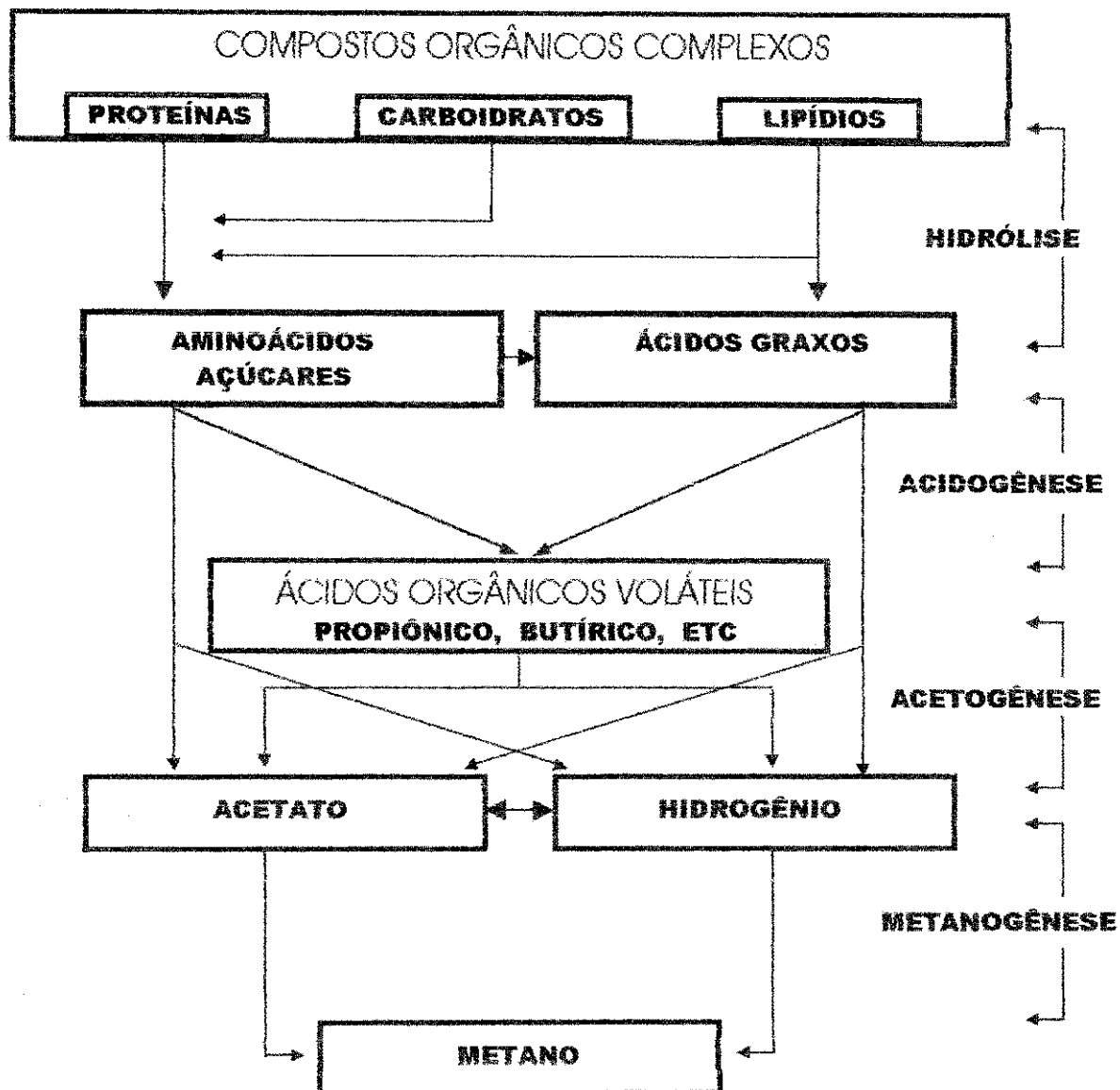


Figura 2.2 - Esquema proposto para as reações da digestão anaeróbica de esgoto doméstico (van Haandel e Lettinga, 1994).

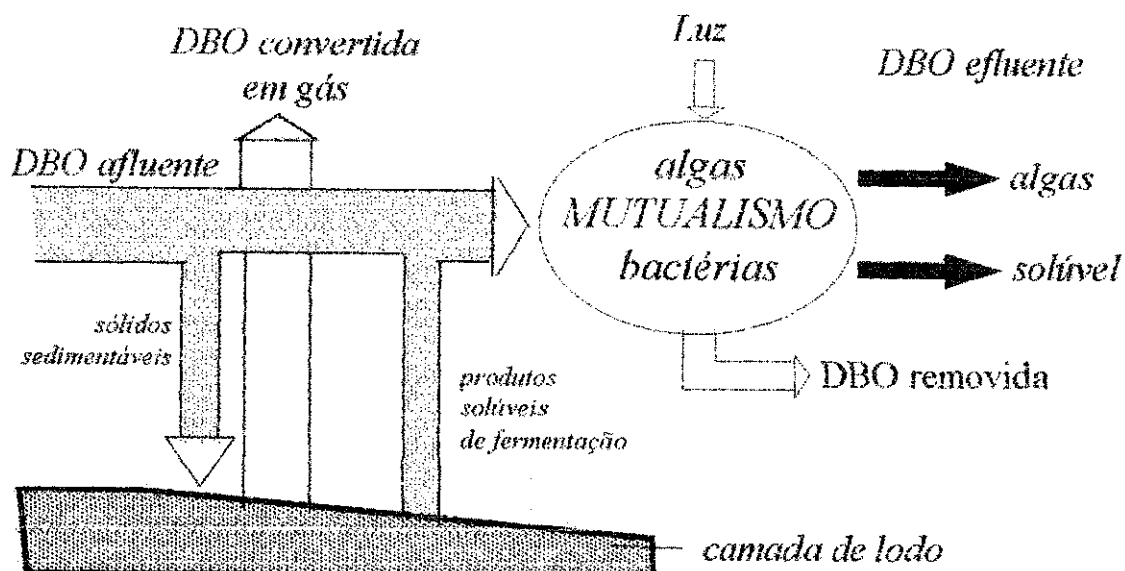
### 2.3 Classificação das lagoas

As lagoas de estabilização são classificadas em anaeróbias, facultativas, maturação e de alta taxa de degradação. Essa classificação é baseada na faixa de cargas orgânicas das lagoas que, por sua vez, determina a predominância de oxidação aeróbia ou digestão anaeróbica (de Oliveira, 1990), devendo ser lembrado

que determinadas características físicas como profundidade, por exemplo, contribuem para atenuar ou acentuar essa predominância.

As lagoas anaeróbias são submetidas a elevadas cargas orgânicas e nelas predomina a digestão anaeróbia. São destinadas ao tratamento primário de águas residuárias fortemente poluídas com alto teor de sólidos, nas quais as partículas sólidas sedimentáveis decantadas na camada de fundo, são digeridas anaerobiamente pelas bactérias acidogênicas e metanogênicas (Silva e Mara, 1979). A ação de tratamento anaeróbio, devido à elevada concentração de matéria orgânica dissolvida, estende-se ao conjunto da massa líquida dessas lagoas, as quais têm sido bastante utilizadas também no tratamento de esgotos agroindustriais predominantemente orgânicos de elevada DBO. São apropriadas para locais de clima quente variando sua profundidade de 4 a 5 metros, de acordo com von Sperling (1996) ou de 2 a 5 metros (Mendonça, 1989; Mara, 1976). Silva (1982) considera mais indicada a faixa de 2 a 4 metros. A eficiência de remoção de DBO é da ordem de 50 a 60%, implicando na necessidade de uma lagoa facultativa para ser lançado o líquido sobrenadante primariamente tratado.

As lagoas facultativas são a variante mais simples e mais usada do processo de lagoas e podem receber águas residuárias brutas (lagoa facultativa primária) ou efluentes provenientes de outras unidades de tratamento (lagoas facultativas secundárias), como lagoas anaeróbias, tanques sépticos ou outro tratamento convencional. São chamadas facultativas devido às condições aeróbias mantidas na superfície, enquanto que as condições anaeróbias são mantidas nas camadas inferiores, onde a matéria orgânica particulada é sedimentada, conforme ilustrado na Figura 2.3. 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 é mínimo. As lagoas facultativas têm profundidades que variam de 1 a 2,5 m, segundo Mendonça (1989) ou de 1,5 a 3,0 m, de acordo com von Sperling (1996), mas são comumente de 1,5 m (de Oliveira, 1990).



**Figura 2. 3 - Remoção de DBO<sub>5</sub> em lagoas facultativas.**

Fonte: Mara (1976).

As lagoas de maturação são usadas como segundo estágio de tratamento de efluentes de lagoas facultativas ou de outros tipos de tratamento (lodo ativado, filtros biológicos, etc.), com a finalidade de remover organismos patogênicos. Com adequado dimensionamento, a remoção de coliformes fecais numa série de lagoas incluindo unidades de maturação pode chegar a 99,999 % (Silva, 1982), sendo o principal parâmetro de projeto o tempo de detenção hidráulica. São usadas em série e operam em condições predominantemente aeróbias, tendo profundidade semelhante às de lagoas facultativas às quais estão associadas, mas a carga orgânica aplicada é bem menor.

As lagoas de alta taxa de degradação são pouco profundas, variando de 0,3 a 0,5 m (Mendonça, 1989) e sendo projetadas para o tratamento de águas residuárias decantadas, tendo como principal função a produção de algas. Constituem-se num método bastante eficiente para a produção de proteínas, fazendo-se necessário, no entanto, a aplicação de um método (floculação, flotação ou microfiltração) para a remoção de algas do efluente. Segundo Silva e Mara

(1979), essas lagoas devem ser usadas como método de tratamento apenas quando houver a viabilidade do reaproveitamento das algas.

## **2.4 Lagoas facultativas primárias**

### **2.4.1 Características físicas e operacionais**

Os fatores físicos mais citados na literatura como influenciando no desempenho das lagoas facultativas são relacionados à geometria da lagoa dizendo respeito à forma, orientação com relação a ventos e dimensões (de 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 facultativa, 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 francamente aeróbias, devido ao desenvolvimento de algas, proporcionam o crescimento de plantas junto às margens, que dificultam 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 no fundo da lagoa. Ainda não se tem conhecimento suficiente para otimizar a profundidade da lagoa. Mas os autores são unânimes em adotar lagoas não muito rasas, sendo 1,2 m (Silva, 1982) e 1,5 m (de Oliveira, 1995) as usualmente indicadas.

Outro fator importante no funcionamento de uma lagoa facultativa é a mistura, pois minimiza o surgimento de curto-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. É através da mistura que as algas não flageladas, eventualmente confinadas nas camadas mais profundas, são transportadas para a zona fótica, bem como o oxigênio produzido nesta zona pode atingir as camadas inferiores da lagoa. A mistura é induzida principalmente pela ação dos ventos, embora ocorra a mistura por convecção térmica durante a noite.

Durante o dia, as camadas superiores estão mais quentes devido à radiação solar desenvolvendo-se, assim, uma diferença de temperatura entre a superfície e o fundo da lagoa, o que caracteriza uma estratificação térmica. A estratificação térmica inibe e, às vezes, impede a mistura, devido à barreira formada pela diferença de densidade entre as camadas; também pode diminuir o tempo de detenção hidráulica, pois facilita o escoamento superficial do líquido afluyente, normalmente mais quente do que o da lagoa, sem permitir sua completa mistura. A ação dos ventos provoca uma agitação de efeito benéfico sobre a mistura da massa líquida na lagoa, destruindo a estratificação térmica através do resfriamento da camada superficial, da formação de ondas e da criação de turbulência, aumentando a taxa de transferência de oxigênio ao longo da coluna líquida, como também a reaeração atmosférica (de Oliveira, 1995). 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 calmaria 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, tornando-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 de Oliveira (1990), que também cita 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 45, dias mencionada por von Sperling (1996), e, de 11 a 43 dias, citada por de Oliveira (1995). De fato, a experiência da EXTRABES, ao longo de 20 anos, na pesquisa de lagoas 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; de 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 a lagoa é calculada em função da carga orgânica superficial, a qual é baseada na necessidade de se ter uma área de exposição à 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 à atividade das algas. A carga 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 300 kg DBO<sub>5</sub> / ha.dia, o que implica em áreas menores. Por outro lado, locais de clima temperado requerem cargas até inferiores a 100 kg DBO<sub>5</sub> / ha.dia. No Brasil, têm sido adotadas cargas variando de 250 a 350 kg DBO<sub>5</sub> / ha.dia (von Sperling, 1996).

## 2.4.2 Projeto de lagoas facultativas primárias

Existem vários métodos de dimensionamento de lagoas facultativas, porém os mais utilizados, de acordo com Lumbers (1979), são os seguintes: dimensionamento baseado nas condições ambientais globais, fórmula empírica de Gloyna, método da radiação solar, procedimento indiano, cinética de primeira ordem, método de Thirumurthi e fórmula de McGarry e Pescod.

a) Dimensionamento com base nas condições ambientais globais – este método, considerado como o melhor critério para o dimensionamento de lagoas facultativas primárias, é baseado na utilização de cargas orgânicas e tempos de detenção aceitáveis (próprios) para as lagoas facultativas operando sob as condições ambientais locais (de Oliveira, 1990; Silva, 1982). Isto é, o projeto de novas unidades deverá levar em conta a experiência local na operação de lagoas desse tipo. Essa experiência, no entanto, nem sempre existe;

b) Fórmula empírica de Gloyna – é muito usada nos Estados Unidos para projetos de lagoas facultativas. Esta fórmula dá o volume da lagoa como se segue:

$$V = (3,5 \times 10^{-5}) \cdot Q_{med} \cdot S_0 \theta^{(35-T)} f \cdot f' \quad (2.10)$$

Onde:

$V$  = volume da lagoa ( $m^3$ );

$Q_{med}$  = vazão média de contribuição ( $m^3/dia$ );

$S_0$  =  $DBO_5$  do afluente ( $mg/l$ );

$\theta$  = coeficiente de atividade de temperatura;

$T$  = temperatura média da água no mês mais frio do ano ( $^{\circ}C$ );

$f$  = fator de toxicidade de algas;

$f'$  = fator de demanda sulfídrica de oxigênio.

A fórmula de Gloyna (1971) foi desenvolvida a partir da equação:

$$t_{(T)} = t_{(35)} \theta^{(35-T)} \quad (2.11)$$

Onde:  $t_{(T)}$  é o tempo de detenção requerido para a remoção de 90 % da DBO a uma temperatura  $T$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) e  $t_{(35)}$  corresponde ao tempo de detenção a  $35^{\circ}\text{C}$ , a qual é considerada a temperatura máxima para a atividade das algas. Para uso prático dessa equação é necessário conhecer os valores de  $t_{(35)}$  e  $\theta$ . O  $t_{(35)}$  é recomendado como 3,5 dias e o  $\theta$  inicialmente de 1,072 (Herman e Gloyna, 1958) foi modificado para 1,085 (Silva, 1982). A grande variação nos valores de  $t_{(35)}$  é o principal fator limitante deste método. Mara (1976), também observa que a fórmula não é aplicável a projetos de lagoas facultativas com uma alta  $\text{DBO}_5$  ( $>200 \text{ mg/l}$ ) e questiona se o volume calculado é para uma única lagoa ou se para uma série de lagoas;

c) O método da radiação solar foi desenvolvido por Oswald e Gotaas (Silva, 1982; de Oliveira, 1990) e baseia-se no artifício de igualar a produção diária de oxigênio pelas algas na camada superficial ao consumo pelas bactérias para a degradação da matéria orgânica. Silva (1982) aponta algumas dificuldades práticas para implementar esse método, tais como: a variabilidade da carga orgânica no ciclo diário e fatores meteorológicos como nebulosidade e radiação solar ao longo das estações. Outro fator também importante é a composição das águas residuárias a qual pode ser mais biodegradável ou menos biodegradável. Por exemplo, Silva (1982) cita que, nos Estados Unidos, para estabilizar  $1,12 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.d}$ , foi determinado um nível de incidência de radiação solar (o qual controla a taxa de produção de oxigênio das algas) de 1,5 a 2,0 Langleys, enquanto que na Índia para estabilizar a mesma quantidade de DBO foi determinado 0,5 a 1,0 Langley. Portanto, a aplicação generalizada desse método é discutível;

d) Procedimento indiano – a seguinte equação também chamada equação de Arceivala (WHO, 1989), relaciona a carga superficial máxima de  $\text{DBO}_5$  de uma lagoa facultativa primária com a latitude, dada pela seguinte fórmula:

$$\lambda_s = 375 - 6,25 L \quad (2.12)$$

onde,  $L$  = latitude ( $8^\circ - 36^\circ\text{N}$ ).

Esta fórmula produz valores aproximados para a carga superficial considerando-se a altitude ao nível do mar, céu limpo durante 75 % do ano e a profundidade da lagoa variando de 0,9 a 1,5 m (Arceivala *et al.*, 1970 *apud* Silva, 1982). Extrapolações para regiões fora da Índia não são recomendadas;

e) O método da cinética de primeira ordem, desenvolvido por Marais e Shaw (1961), baseia-se na consideração de que a remoção da matéria orgânica segue a cinética de primeira ordem e que o conteúdo da lagoa é de mistura completa, e que não há infiltração ou evaporação (Lumbers, 1979; Silva, 1982; Ellis, 1983). Deste modo, a área da lagoa à meia profundidade é obtida da seguinte equação (Ellis, 1983):

$$A = Q (L_i / L_e - 1) / DK_1 \quad (2.13)$$

Onde:

$Q$  = vazão média diária ( $\text{m}^3 / \text{dia}$ )

$D$  = profundidade (m)

$L_i$  =  $\text{DBO}_5$  do afluente (mg / l)

$L_e$  =  $\text{DBO}_5$  do efluente (mg / l)

$K_1$  = taxa específica de remoção da matéria orgânica ( $\text{dia}^{-1}$ )

Diversos autores têm sugerido valores para  $K_1$  (que variam de 0,22 a  $0,50 \text{ d}^{-1}$ ; Ellis, 1983) cuja variação é comumente associada com a temperatura. Porém, Mara (1976), baseado em pesquisas realizadas na África do Sul por Marais e seus colaboradores, atribuiu valor a  $K_1$  de  $0,3 \text{ d}^{-1}$  a  $20^\circ \text{C}$  e sugeriu o uso da equação de Arrhenius para a correção do método a diferentes temperaturas.

$$K_{1(T)} = 0,3 (1,05)^{(T-20)} \quad (2.14)$$

Silva (1982) encontrou valores variando de 0,28 a 0,47 d<sup>-1</sup> a 25 °C e constatou que K<sub>1</sub> aumenta quando a carga superficial aumenta ou o tempo de detenção diminui. Este método é considerado o mais simples critério de dimensionamento racional de lagoas facultativas primárias. Porém, de Oliveira (1990) e outros autores consideram-no uma representação bastante simplificada para um processo tão complexo como o que ocorre no interior da lagoa;

f) O método de Thirumurthi, considerado o mais racional para reatores com carga parcialmente dispersa, é baseado na equação de Wehner e Wilhelm:

$$\frac{Le}{Li} = \frac{4a \cdot \exp^{1/2\delta}}{(1+a)^2 \exp^{a/2\delta} - (1-a)^2 \exp^{-a/2\delta}} \quad (2.15)$$

Onde:

$$a = (1 + 4 K_1 t \delta)^{1/2};$$

Le = DBO<sub>5</sub> do efluente (mg/l);

Li = DBO<sub>5</sub> do afluente (mg/l);

δ = número de dispersão da lagoa (variando de 0 para o regime de carga não dispersa, ∞ para mistura completa);

K<sub>1</sub> = taxa específica de remoção de DBO<sub>5</sub> (dia<sup>-1</sup>);

t = tempo de detenção (dia).

A principal dificuldade do uso deste modelo é o dimensionamento de unidades sem o conhecimento prévio do seu número de dispersão;

g) A fórmula empírica de McGarry e Pescod é o método mais adotado de dimensionamento, em qualquer local onde a experiência com operação de lagoas facultativas seja limitada ou inexistente. Baseia-se na análise estatística de dados operacionais de 143 lagoas facultativas primárias em todo o mundo, tendo sido demonstrado que a máxima carga orgânica superficial ( $\lambda_{S_{max}}$ , em kg DBO<sub>5</sub> / ha.dia) que pode ser aplicada, antes que esta se torne anaeróbia, está relacionada com a temperatura média mensal do ar do mês mais frio do ano, de acordo com a equação:

$$\lambda_{S_{max}} = 60,3 (1,099)^T \quad (2.16)$$

Mara (1976) sugeriu, para fins de projeto, um fator de segurança de 1,5 e a seguinte equação linear entre a carga orgânica superficial máxima e a temperatura:

$$\lambda_{s_{\max}} = 20 T - 120 \quad (2.17)$$

Posteriormente, Arthur (1983) sugeriu que melhores resultados podem ser obtidos através da seguinte equação:

$$\lambda_s = 20T - 60 \quad (2.18)$$

Este método é o mais recomendado para os climas tropicais e o que oferece resultados mais razoáveis sob vários aspectos (de Oliveira, 1990; de Oliveira, 1995; Silva, 1982).

## 2.4.3 Princípios de Funcionamento

### 2.4.3.1 Simbiose entre algas e bactérias

Durante a degradação da matéria orgânica, as bactérias liberam nitrogênio inorgânico, fosfatos e dióxido de carbono, os quais são utilizados pelas algas, juntamente com a energia da luz solar, durante a fotossíntese, gerando novas células e liberando oxigênio para a massa líquida. O oxigênio, por sua vez, é assimilado 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).



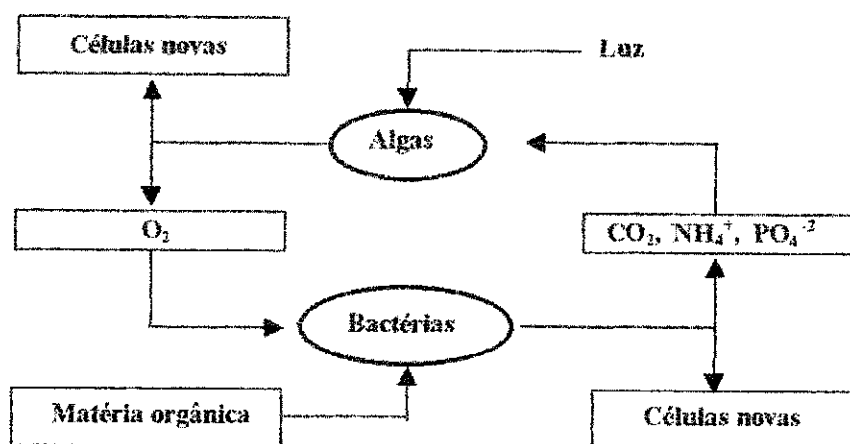


Figura 2.4 – Simbiose entre algas e bactérias em lagoas de estabilização

Fonte: Mara (1976).

#### 2.4.3.2 Diversidade de algas

As lagoas facultativas comumente adquirem uma cor verde escura devido à alta concentração de algas, cerca de  $10^4$  a  $10^6$  organismos / ml (Arceivala, 1981 *apud* von Sperling, 1996) com predominância de gêneros flagelados, particularmente, *Euglena*, *Chlamydomonas* e não flagelados como a *Chorella*. De fato, em trabalhos realizados na EXTRABES, com lagoas facultativas primárias profundas (2,3 m) de Oliveira (1990) observou concentrações de algas que variaram entre  $5,1$  e  $13,5 \times 10^4$  organismos/ml. Os organismos observados foram de um modo geral, os mesmos citados por Arceivala, (1981). *Euglena* tem grande capacidade de adaptação a diferentes condições climáticas. Além desses gêneros, encontram-se também cianobactérias, principalmente *Oscillatoria*, *Phormidium* e *Anacystis*. Proliferam em condições desfavoráveis, como meio ambiente com pH baixo e poucos nutrientes, desde que haja CO<sub>2</sub>, água, minerais e luz (von Sperling, 1996). König (1984) e de Oliveira (1990) 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.



Nas condições de pH elevado pode ocorrer conversão do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) para amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), a qual é tóxica, mas tende a escapar para a atmosfera; precipitação de fosfatos (remoção de nutrientes) e conversão de sulfetos ( $\text{H}_2\text{S}$ ), causador de mau cheiro, a bissulfeto ( $\text{HS}^-$ ) inodoro.

#### 2.4.3.3 Fenômenos associados a estratificação térmica

As lagoas de estabilização estão sujeitas a estratificação térmica, quando não há mistura. A camada superior mais quente é separada da camada inferior mais fria por uma fina camada estática de grande mudança de temperatura, chamada termoclina. Nos dias ensolarados, os efeitos da estratificação térmica podem se tornar mais acentuados por influência das algas. Como a excessiva intensidade de luz pode provocar efeito nocivo, as algas flageladas se afastam da camada superficial, acima da termoclina, de elevada temperatura (acima de  $35^\circ\text{C}$ ), formando uma densa camada situada a cerca de 300 a 500 mm abaixo da superfície,

dificultando assim, 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 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.

#### 2.4.3.4 Toxicidade

As diferentes formas de nitrogênio presentes no meio aquático e acima de determinadas concentrações podem causar sérios problemas. O nitrogênio pode ser encontrado em águas residuárias na forma de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico. No esgoto doméstico ocorre como amônia (cerca de 60%) e nitrogênio orgânico (40%). Nas condições de pH elevado ( $> 8$ ), o nitrogênio amoniacal em concentrações superiores a 28 mg N/l é tóxico para as algas, pois o gás amônia penetra na célula através da membrana citoplasmática, provocando alteração no seu aparelho fotossintético, causando inibição (Abeliovich e Azov, 1976). Em conseqüência, a produção de oxigênio dissolvido é reduzida na lagoa, afetando seriamente seu funcionamento, podendo tornar-se anaeróbia, ainda que apresentando baixas cargas orgânicas.

Além de causar odor desagradável, o sulfeto, assim como a amônia, é importante, pela toxicidade, para a vida microbiana sendo gerado em lagoas facultativas e anaeróbias. As bactérias heterotróficas têm seu metabolismo reduzido, pela ação do gás sulfídrico, mas as algas, em particular, são as mais sensíveis à ação desse gás, o qual também provoca, a exemplo da amônia, alterações no aparelho fotossintético e inibição. Isto pode acontecer quando a concentração de sulfeto está entre 6 e 7 mg S/l, normalmente encontrado nas lagoas facultativas (Gloyna e Espino, 1969). Aqueles mesmos autores observaram que quando a concentração de

sulfeto alcança essa faixa, as algas desaparecem virtualmente da lagoa. De acordo com Mara e Pearson (1986) em valores de pH na faixa de 7 a 8 encontrada nas lagoas facultativas, a concentração de sulfeto de 8 mg S/l inibe seriamente a fotossíntese das algas, diminuindo a produção de oxigênio. Pearson *et al.*, 1987 observaram que os gêneros *Chlamydomonas*, *Chorella*, *Scenedesmus* e *Euglena* são capazes de se recuperarem do efeito inibitório de altas concentrações de sulfeto (8,5 mg S/l) num pH de 7,2 depois de uma exposição de 8 horas e que essa recuperação diminui quando as mesmas ficam expostas por um período maior.

#### 2.4.3.5 Odores

Em lagoas de estabilização, ambientes ricos em material orgânico, podem surgir odores desagradáveis devidos, principalmente, à presença de sulfeto produzido pela redução dissimilatória de sulfato e/ou enxofre elementar, pelas bactérias redutoras de sulfato ou de enxofre, sendo o mesmo liberado como sulfeto de hidrogênio para a atmosfera (de Oliveira, 1990). A intensidade desses odores depende de fatores climáticos (vento, temperatura, etc.) da taxa de formação e da concentração de  $H_2S$  em solução, sendo o pH o maior fator controlador de odores liberados nas lagoas de estabilização, o qual determina a forma de enxofre (sulfeto) predominante na lagoa. Por exemplo, a um pH igual a 9, apenas 1% do total da concentração do sulfeto está na forma não ionizada, a um pH de 8,  $H_2S$  representa aproximadamente 9% do sulfeto total, enquanto que a um pH de 7, o  $H_2S$  é aproximadamente metade da concentração total de sulfeto. Em lagoas facultativas, as quais apresentam maiores valores de pH e baixas concentrações de sulfeto total nas camadas aeróbias, os odores causados pelo  $H_2S$  tendem a ser melhor controlados (Gloyne e Espino, 1969).

## 2.5 Influência dos fatores físicos no desempenho hidráulico de reatores de tratamento

### 2.5.1 Fluxo hidráulico

Os projetos de reatores de tratamento de esgotos são baseados, geralmente, nos regimes de escoamento hidráulico do tipo pistão e mistura completa. Na prática, aproximam-se dos do primeiro tipo, os reatores longos com uma elevada relação comprimento-largura, nos quais a dispersão longitudinal é minimizada, pois as partículas do fluido que entram na unidade são imediatamente distribuídas na seção transversal da zona de entrada movendo-se, com velocidade constante, em direção à saída. As partículas permanecem na unidade por um mesmo período (tempo de detenção hidráulica). No regime de mistura completa o conteúdo do reator é contínuo e uniformemente distribuído. As partículas que entram são imediatamente dispersas em todo o reator. Entretanto, na prática, os padrões de escoamento nas lagoas estão entre esses dois regimes, isto é, fluxo parcialmente disperso caracterizado por um grau de mistura intermediário. O grau de mistura é expresso em termos de um número adimensional chamado número de dispersão e definido como:

$$\delta = D/vl \quad (2.20)$$

Onde:  $D$  = coeficiente de dispersão longitudinal ( $m^2/h$ );

$v$  = velocidade média de escoamento ( $m/h$ );

$l$  = valor do deslocamento médio de uma partícula típica no reator ( $m$ )

Assim, num reator com carga parcialmente dispersa caracterizado pelo número de dispersão variando de zero (carga não dispersa) ao infinito (mistura completa), no qual a bio-oxidação ocorra segundo a degradação de primeira ordem a remoção de  $DBO_5$  é descrita pela equação de Wehner-Wilhelm (vista no item

2.4.2, equação 2.14). Porém, pela complexidade dessa equação, é utilizado o gráfico de Thirumurthi preparado a partir da mesma. Este gráfico mostra que para uma dada combinação de  $K_1$  e  $t^*$ , a máxima remoção da  $DBO_5$  é conseguida em um reator “plug flow” e a pior em um de mistura completa do mesmo tamanho. Isto significa que para um dado valor de  $K_1$  e algum grau particular de remoção da  $DBO_5$  é requerido um tempo de detenção mínimo num reator “plug flow” e um tempo máximo num reator com mistura completa. Um reator tipo pistão é sempre menor que um de mistura completa para a mesma remoção de  $DBO_5$ .

O número de dispersão é determinado com estudos de traçadores.

### 2.5.2 Efeito das dimensões e da forma da lagoa

As características hidráulicas de lagoas de estabilização de forma retangular têm sido determinadas como superiores àquelas de lagoas quadradas, circulares ou de geometria irregular (Silva e Mara, 1979). Em alguns trabalhos, a relação comprimento/largura, tem sido citada como sendo um dos parâmetros mais importantes na obtenção de boas condições de escoamento, independentemente da forma geométrica da unidade (Marsk e Boyle, 1973 *apud* de Almeida, 1997), pois o aumento dessa relação implica diretamente em uma maior região de escoamento bem distribuído no interior da lagoa, resultando na obtenção de tempo de detenção mais próximo do teórico. As relações comprimento/largura mais comumente usadas são as de 2 para 1 e de 3 para 1. Lagoas compridas e estreitas têm números de dispersão menores e, portanto, devem apresentar melhor eficiência (Silva e Mara, 1979).

### **2.5.3 Efeito dos dispositivos de entrada e saída**

Todos os sistemas de lagoas de estabilização devem ter um medidor Venturi ou Parshall e um vertedouro em V (Silva e Mara, 1979) para medir a vazão do afluente e efluente final, respectivamente.

A estrutura para escoamento na região de entrada de uma unidade é um tanto complexa, pois há ocorrência de recirculação (Teixeira, 1993 *apud* de Almeida, 1997).

Silva e Mara (1979) sugerem para lagoas anaeróbias e facultativas, uma tubulação apoiada em pilares, descarregando as águas abaixo da superfície das mesmas para reduzir a formação de espuma. Um tubo de distribuição também é recomendado para lagoas facultativas, por diminuir a tendência de sedimentação em regimes de menores vazões. A entrada não deve estar localizada frontalmente à estrutura de saída da lagoa, pois podem ocorrer curtos-circuitos e zonas mortas. Há vários tipos de dispositivos de saída, como curva de 90<sup>o</sup>, tê de ferro fundido, etc. Sendo o vertedor de saída com largura igual à da seção transversal da unidade considerado o melhor tipo, por reduzir o volume de curtos-circuitos e aumentar a fração efetiva de escoamento (Marsk e Boyle, 1973 *apud* de Almeida, 1997).

### **2.5.4 Efeito do uso de chicanas**

#### **2.5.4.1 Na hidráulica das lagoas de estabilização**

Historicamente, 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 proposta a subdivisão do sistema em um mínimo de 3 mas, preferivelmente 4 compartimentos (Middlebrooks *et al.*, 1982). Johansson *et al.* (1996) levaram a efeito a subdivisão de lagoas numa série, tratando

esgoto doméstico na cidade de Mindelo, ilha de Cabo Verde, utilizando lonas plásticas. Foram observados bons resultados particularmente com relação à remoção de coliformes fecais tendo o efluente final do sistema qualidade bacteriológica aceitável mesmo sob condições de operação mais drásticas as quais levaram à minimização da área superficial do sistema.

De um modo geral e de um ponto de vista prático, a compartimentação de lagoas pode ser feita usando lagoas separadas (uma série de lagoas) ou utilizando chicanas (lagoas subdivididas). O uso de chicanas tem sido considerado por muitos autores (Middlebrooks *et al.*, 1982; Kilani e Ogunrombi, 1984 e Reynolds *et al.*, 1995), como uma das alternativas mais simples de modificar o fluxo hidráulico de lagoas de estabilização, melhorando a eficiência de tratamento. Middlebrooks e seus colaboradores observaram em experimentos com lagoas providas de chicanas eficiências de remoção de materiais residuários entre 74 e 89%, 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.

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.



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

Middlebrooks *et al.* (1982), recomendam o uso de chicanas longitudinais, consideradas mais eficientes que chicanas transversais. As do primeiro tipo orientam bem o fluxo no sentido do comprimento da lagoa, fazendo com que a dispersão longitudinal seja mínima. O fluxo tende a se processar semelhante a um êmbolo, com um mínimo de misturas longitudinais. As partículas mantêm sua identidade e permanecem no tanque por um período mais próximo ao tempo de detenção hidráulica teórico.

Na prática da Engenharia Sanitária, o uso de chicanas é também recomendado para melhorar as condições de fluxo em unidades de contato para desinfecção de efluentes.

#### **2.5.4.2 Efeito no crescimento de organismos**

Chicanas também podem representar um estímulo ao crescimento biológico em lagoas de estabilização, contribuindo para a manutenção de populações de organismos que requeiram um substrato sólido para fixação como é o caso, por exemplo, de organismos nitrificantes Middlebrooks *et al.* (1982). Isto é, além de serem consideradas uma importante alternativa para o ordenamento do fluxo minimizando o problema de curtos-circuitos, elas atuam de modo similar aos discos de contato, provendo substrato sólido para o crescimento de bactérias e outros organismos.

Em geral, o crescimento de organismos epilíticos aderidos a superfícies sólidas supera o seu crescimento na suspensão. Em lagoas anaeróbias ou facultativas com chicanas, a comunidade biológica consiste de um gradiente de

algas fotossintéticas a bactérias cromogênicas e finalmente, a bactérias não fotossintéticas não cromogênicas Middlebrooks *et al.* (1982).

Segundo o mesmo autor, tem sido verificado que lagoas com chicanas, com crescimento microbiano aderido apresentam uma melhor eficiência de tratamento do que sistemas nos quais não foram usadas chicanas.

Apesar das evidências sobre o bom uso de chicanas no funcionamento de lagoas de estabilização a prática do seu uso não é muito conhecida, particularmente no Brasil.

## 3.0 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.1 Descrição do sistema experimental

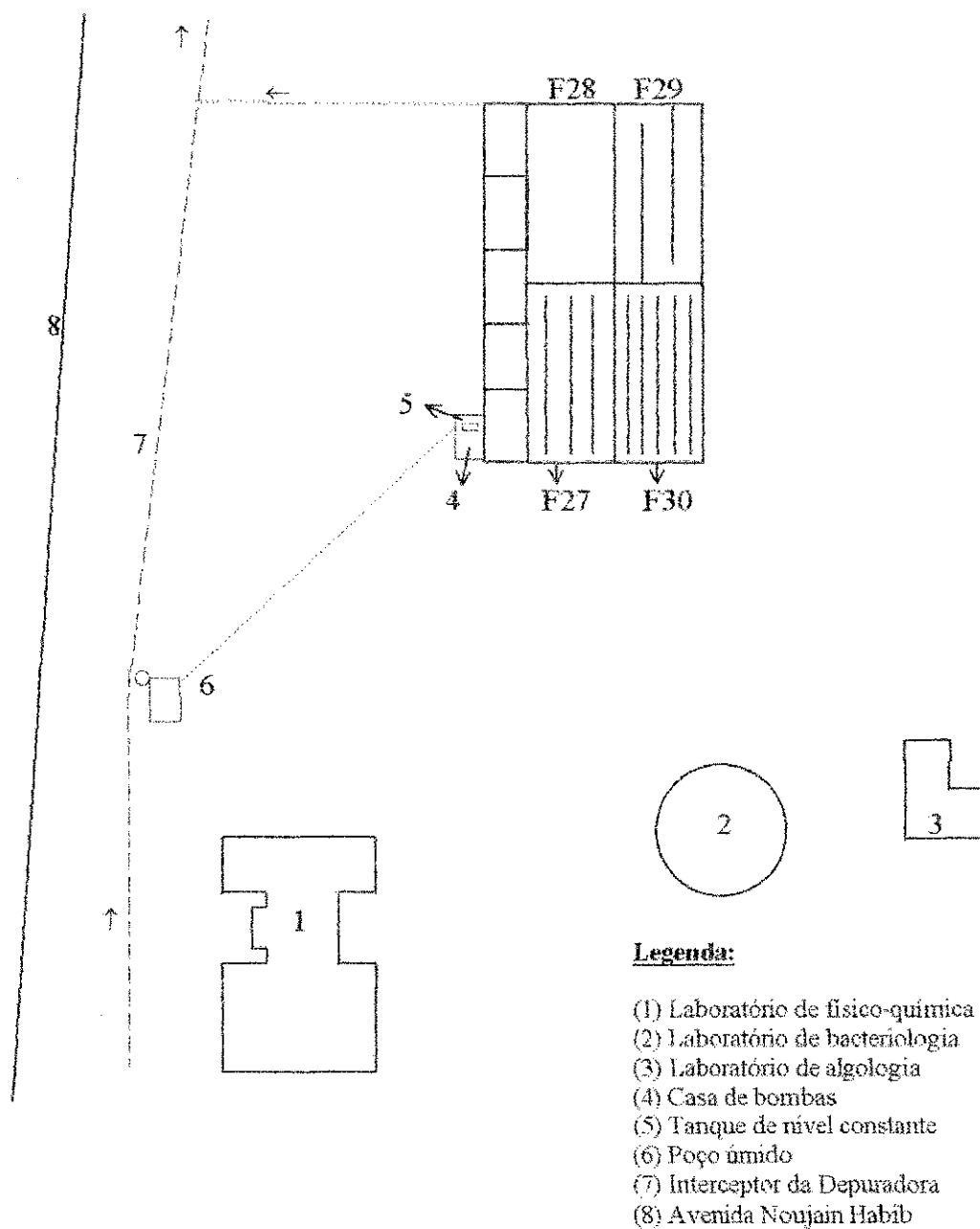
O sistema experimental, em escala piloto, investigado nesta pesquisa, era constituído de quatro lagoas facultativas primárias denominadas F27, F28, F29 e F30, formando o sistema XXI, dispostas de acordo com as Figuras 3.1 e 3.2. A Tabela 3.1 apresenta as dimensões físicas das lagoas do sistema. O sistema 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 da Paraíba (EXTRABES – UFPB) na cidade de Campina Grande, Paraíba, região nordeste do Brasil.

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

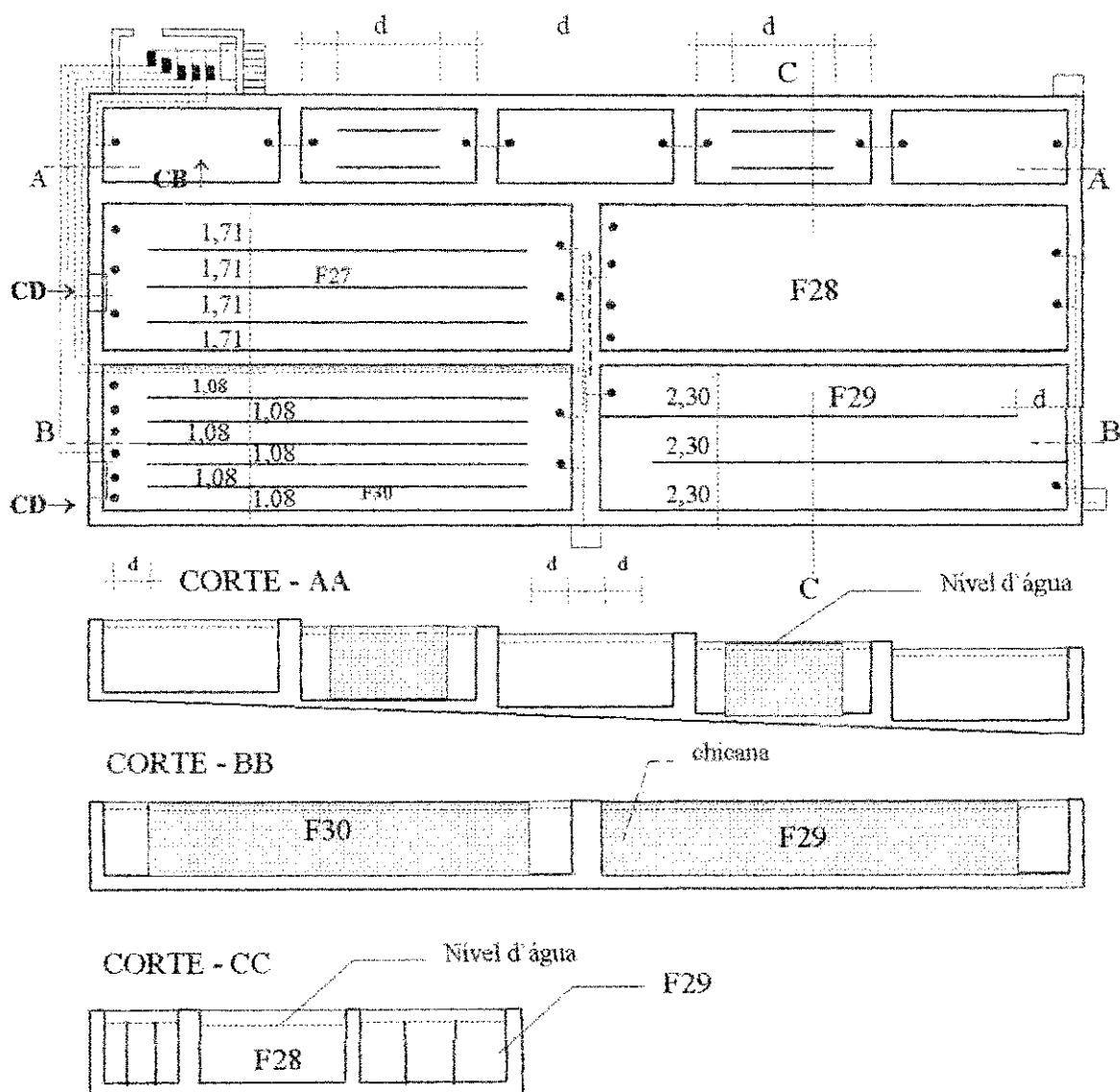
Nessas lagoas, a distância entre cada extremidade de chicana e as paredes de montante e de jusante era de cerca de 2,5 m. Os dispositivos de entrada das lagoas F27 e F30 compreendiam, respectivamente, 4 e 6 tubos de descarga de 75 mm de diâmetro, cujas extremidades inferiores estavam situadas a cerca de 50 cm do fundo junto à parede de montante. A estrutura de saída era constituída de dois tubos de 75 mm, posicionados cerca de 2,3 m, de cada uma das paredes laterais, envolvidos por retentores de espuma circulares (300 mm de diâmetro e 200 mm de altura) submersos parcialmente em torno de 50 mm.

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, protegido por retentor de espuma, similar aos das outras lagoas, estava posicionado na região de saída da lagoa F29.



**Figura 3.1 - Planta de situação do sistema experimental em escala-piloto, nas dependências da EXTRABES-UFPB.**



**Figura 3.2 – Detalhes do sistema experimental em escala-piloto instalado nas dependências da EXTRABES.**

Tabela 3.1 – Características físicas do sistema experimental

LAGOA	DIMENSÕES ( m )			Área (m <sup>2</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )
	Comprimento	Largura	Profundidade		
F 27	25,4	7,15	2,30	182	418
F 28	25,4	7,15	2,30	182	419
F 29	25,4	7,10	2,30	181	416
F 30	25,4	7,00	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, tomada de um dos seus interceptores ( Interceptor Leste ou da “ Depuradora “, construído com tubos de concreto de 900 mm de diâmetro). Conforme ilustrado na Figura 3.1, o esgoto era bombeado de um poço úmido, adjacente a um dos poços de visita do interceptor, para um tanque de nível constante (TNC), situado no interior da casa de bombas, sendo para isto utilizada uma bomba submersível de 1,2 hp. A vazão do bombeamento, várias vezes superior à vazão requerida, permitia que o esgoto fosse mantido homogeneizado no interior do tanque de nível constante e, ao mesmo tempo, que um grande excesso fosse permanentemente extravasado do TNC, retornando para o poço úmido.

Do TNC, o esgoto era bombeado para o interior de cada lagoa, a uma vazão de 28 m<sup>3</sup>/dia, através de bombas peristálticas de velocidade variável NETZSCH (modelo NE 30A), resultando em tempos de detenção hidráulica médios de 15 dias. A carga orgânica superficial média de cada lagoa era da ordem de 330 kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia.

Nas lagoas providas de chicanas paralelas, a vazão de esgoto foi dividida num 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. Cada caixa de distribuição, nivelada para permitir o equitativo fracionamento da vazão, era constituída por um número de compartimentos de descarga igual ao número de frações desejado.

A alimentação da lagoa F28 era feita através de 4 tubos de 75 mm de diâmetro distribuídos uniformemente ao longo da parede frontal da lagoa, sendo alimentados por uma caixa de distribuição de 4 compartimentos. Já a lagoa F29 era alimentada por um único tubo de 75 mm de diâmetro, localizado no centro da região de entrada do canal que a constituía, fazendo com que a carga orgânica aplicada na região de entrada da lagoa fosse cerca de 3 vezes a carga aplicada à região de entrada da lagoa de controle (F28).

A descarga do esgoto afluyente, em todas as unidades do sistema deu-se a cerca de 0,5 m do piso, o que fez com que o fluxo hidráulico ocorresse de montante para jusante e também de baixo para cima.

Os efluentes foram drenados do nível situado a 5 cm abaixo da superfície líquida, sendo controlado pela submergência do retentor de espuma.

### **3.3 Amostragem**

A avaliação do desempenho das lagoas do sistema experimental foi baseada numa monitoração de rotina, no período de 15 de outubro de 1997 a 18 de novembro de 1998, consistindo na análise de amostras compostas diárias do esgoto bruto e de amostras pontuais dos efluentes das lagoas facultativas coletadas no início da manhã, uma vez por semana. A amostra composta de esgoto bruto era obtida pela mistura de alíquotas de 500 ml de amostras coletadas do TNC, através de um autoamostrador modelo SM 008/24A da SWEYNES INDUSTRIAL ESTATE, SIRCO CONTROL LTD (Figura 3.3), mantidas sob refrigeração, a 4°C. As amostras pontuais dos efluentes foram coletadas às 8 horas da manhã, no

dispositivo de saída, tendo sido tomadas todas as medidas possíveis para prevenir a aeração das mesmas.

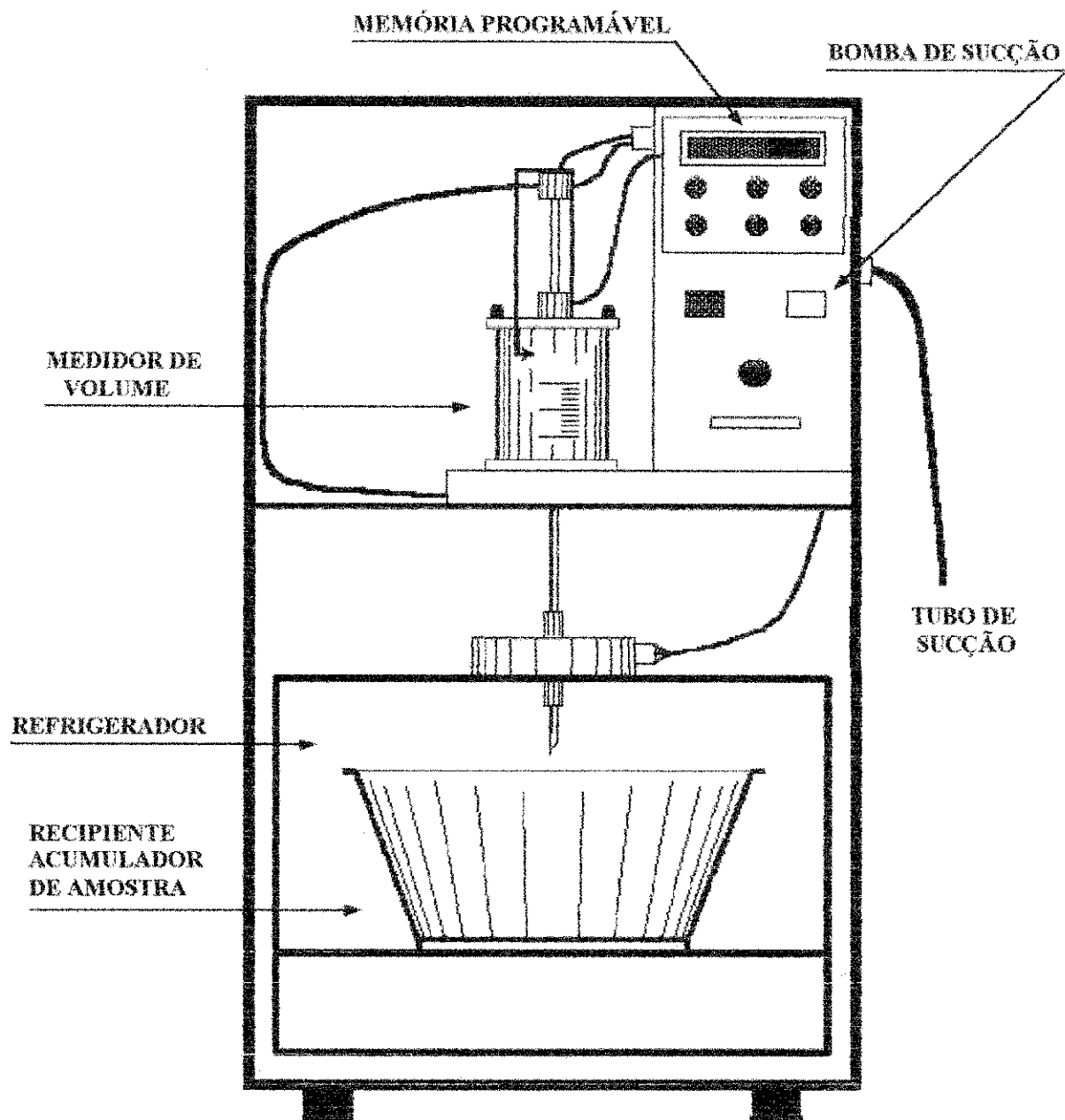


Figura 3.3 – Esquema do amostrador automático



### 3.4 Parâmetros analisados e procedimentos analíticos

Os parâmetros analisados no decorrer desta pesquisa foram os seguintes: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Coliformes Fecais (CF), Sólidos Suspensos (SS), Temperatura (T), pH, Oxigênio Dissolvido (OD) e Clorofila "a", sendo esta determinada somente para as amostras de lagoas.

Com exceção de clorofila "a", determinada espectrofotometricamente com metanol 100 %, pelo método de extração a quente (Jones, 1979), todos os demais métodos analíticos seguiram os procedimentos descritos em APHA *et al* (1992).

A DBO<sub>5</sub> foi determinada pela técnica da diluição em frascos padrões de DBO;

Para a determinação da DQO foi utilizado o método da refluxação fechada do dicromato de potássio, com digestão efetuada em um bloco modelo GRANT, tipo BT5;

Os Sólidos Suspensos foram obtidos pelo método gravimétrico após filtração da amostra através de papel de fibra de vidro e secagem em estufa a 103 – 105 °C;

O pH foi determinado eletrometricamente através de um medidor de pH Jenway 3030 provido de um eletrodo combinado Russell BNC e um sensor compensador de temperatura *Jenway* PCT – 121;

A concentração de Coliformes Fecais foi realizada pela técnica da membrana de filtração, usando membranas de ester de celulose e meio de cultura lauril sulfato de sódio (OXOID) com incubação a 44,5° C;

A Temperatura foi medida nas amostras de efluentes das lagoas no momento da coleta, com termômetro de filamento de mercúrio;

O Oxigênio Dissolvido foi determinado pelo método eletrométrico da membrana seletiva, através de um medidor de oxigênio YSI, modelo 54-A.

### **3.5 Métodos estatísticos empregados na análise dos dados**

Análise gráfica de distribuição espaço-temporal, análise estatística descritiva, análise de variância de fator único e análise de correlação foram as técnicas empregadas no tratamento estatístico dos dados amostrais levadas a efeito com o auxílio da Planilha Eletrônica EXCEL 97 com base no texto de Sokal e Rohlf (1981).

## 4.0 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

### 4.1 Tratamento estatístico dos dados amostrais

Os dados amostrais de cada um dos parâmetros obtidos durante a monitoração, foram inicialmente submetidos a um estudo de distribuição ao longo do tempo. Nesse estudo, as concentrações ou valores assumidos pelos parâmetros foram plotados em diagramas obedecendo a uma convenção definida de sinais e cores, com a finalidade de identificar flutuações típicas ao longo do ciclo hidrológico. Por uma impossibilidade física de representar graficamente os valores obtidos para todas as datas de análise foram utilizados dois procedimentos alternativos:

- a) Seleção dos dados obtidos a cada duas semanas;
- b) Representação com base nas médias mensais.

Também, foi feito um estudo de caracterização dos efluentes e do afluente, ao longo do período de operação, baseado em parâmetros de Estatística Descritiva, relativo aos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos, clorofila "a", temperatura, oxigênio dissolvido, pH e coliformes fecais. Com exceção dos coliformes fecais, para os quais foi escolhida a média geométrica como a medida mais representativa da tendência central, nos demais parâmetros, foi utilizada a média aritmética como estimativa de tendência central, os intervalos amostrais (mínimo-máximo) e desvio padrão para indicar a dispersão e o número de dados amostrais (N). A Tabela 4.1 apresenta o resumo deste estudo.

Ao longo do processo de análise dos resultados, surgiu a necessidade de ser verificada a existência ou não de correlação estatisticamente significativo entre os parâmetros.

Finalmente, e somente para alguns parâmetros, foi aplicada a análise de variância (ANOVA) para a comparação simultânea das médias com a

finalidade de definir limites a partir dos quais duas médias próximas passam a ser significativamente diferentes num determinado nível de significância ( $\alpha = 0,05$ ).

#### 4.2 Caracterização do esgoto bruto

O esgoto bruto afluyente foi caracterizado com base nos resultados obtidos da análise de amostras compostas diárias, com frequência semanal, durante o monitoramento de rotina. Foram utilizadas amostras compostas para a caracterização por serem mais representativas da média diária, de acordo com a prática já bem definida em estudos realizados anteriormente na EXTRABES (de Oliveira, 1990; Silva, 1982). A Tabela 4.2 apresenta os valores médios com seus respectivos mínimos e máximos, os quais indicam que o esgoto bruto de Campina Grande pode ser classificado como um esgoto de concentração média, de acordo com a classificação de Metcalf & Eddy (1991).

**Tabela 4.2 – Caracterização do esgoto bruto da cidade de Campina Grande – PB, baseado em amostras compostas diárias. Período: outubro/97 a novembro/98.**

Parâmetros	Média	Mínimo	Máximo	N
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	214	50	441	49
DQO (mg/l)	492	179	856	46
SS (mg/l)	226	116	302	37
T (°C)	27	29	30	11
OD (mg/l)	0,4	0,2	1,6	43
pH	7,4	6,6	8,0	50
CF (CF/100ml)	$1,2 \times 10^8$	$2,0 \times 10^4$	$6,9 \times 10^8$	42

Tabela 4.1 - Resultados da monitoração de rotina do sistema XXI

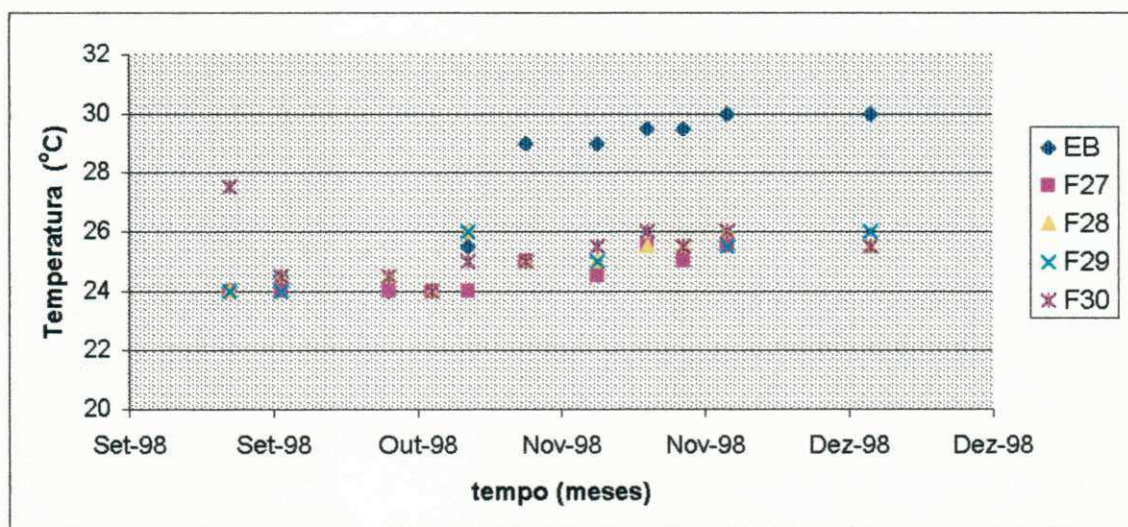
Período: outubro/97 a novembro/98

PARÂMETROS		EB	F27	F28	F29	F30
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	méd	214	55	62	57	55
	mín	50	24	19	15	25
	máx	441	112	133	156	103
	$\sigma_{n-1}$	66	16	21	23	14
	N	49	46	46	49	47
DQO (mg/l)	méd	492	245	262	225	225
	mín	179	83	143	124	102
	máx	856	472	447	420	417
	$\sigma_{n-1}$	130	92	64	65	66
	N	46	42	42	46	44
SS (mg/l)	méd	226	104	106	92	90
	mín	116	35	56	18	20
	máx	302	247	178	207	145
	$\sigma_{n-1}$	41	49	26	32	25
	N	37	33	33	37	35
Cl "a" ( $\mu$ g/l)	méd	-	737	606	580	635
	mín	-	148	95	19	77
	máx	-	2732	1754	2292	2033
	$\sigma_{n-1}$	-	628	294	464	414
	N	-	46	46	50	48
O D (mg/l)	méd	0,40	0,60	0,70	0,60	0,60
	mín	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
	máx	1,60	3,00	5,60	5,60	7,70
	$\sigma_{n-1}$	0,23	0,71	1,10	0,88	1,16
	N	43	39	39	43	41
pH	méd	7,40	7,60	7,60	7,60	7,60
	mín	6,60	7,00	7,00	7,00	7,00
	máx	8,00	8,00	8,00	8,60	9,00
	$\sigma_{n-1}$	0,26	0,22	0,22	0,31	0,27
	N	50	47	46	34	48
T (°C)	méd	27,0	24,5	25,0	25,0	25,0
	mín	29,0	24,0	24,0	24,0	24,0
	máx	30,0	25,5	26,0	26,0	27,5
	$\sigma_{n-1}$	2,71	0,64	0,72	0,82	1,35
	N	11	10	11	11	11
CF (UFC/100ml)	méd	$1,20 \times 10^8$	$7,60 \times 10^6$	$6,90 \times 10^6$	$6,4 \times 10^6$	$7,10 \times 10^6$
	mín	$2,00 \times 10^4$	$2,00 \times 10^4$	$2,00 \times 10^4$	$1,80 \times 10^4$	$1,90 \times 10^6$
	máx	$6,90 \times 10^8$	$5,30 \times 10^7$	$4,80 \times 10^7$	$4,70 \times 10^7$	$4,50 \times 10^7$
	$\sigma_{n-1}$	$1,60 \times 10^8$	$1,20 \times 10^7$	$8,70 \times 10^6$	$9,50 \times 10^6$	$9,90 \times 10^6$
	N	42	46	47	51	48

### 4.3 Resultados da monitoração

#### 4.3.1 Temperatura

Com base nos dados apresentados na Tabela 4.1 pode ser verificado que a temperatura média do esgoto bruto foi de 27°C, o mínimo de 29°C e o máximo de 30°C. Os efluentes apresentaram valor médio de 29°C para a lagoa F27 e 25°C para as demais. Ainda com base na Tabela 4.1 (ver a faixa mín – máx) pode ser observado que as variações de temperatura das referidas lagoas não foram significativas. Essa uniformidade da temperatura pode ser constatada na Figura 4.1. 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).



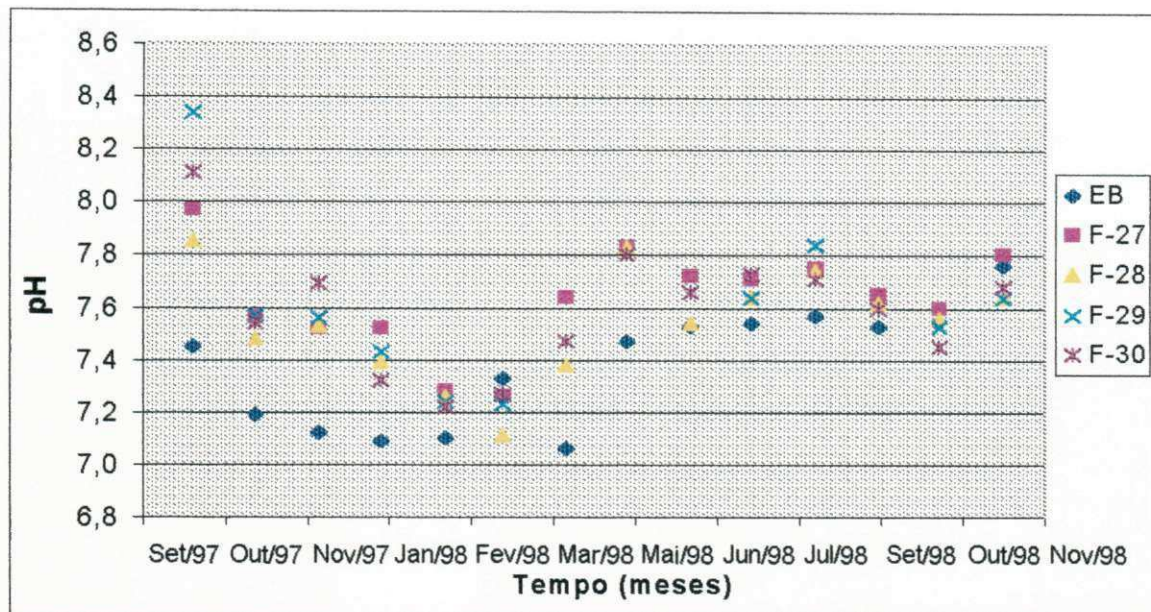
**Figura 4.1 – Variação temporal da temperatura com base nos dados pontuais do afluente (EB) e dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.**

### 4.3.2 pH

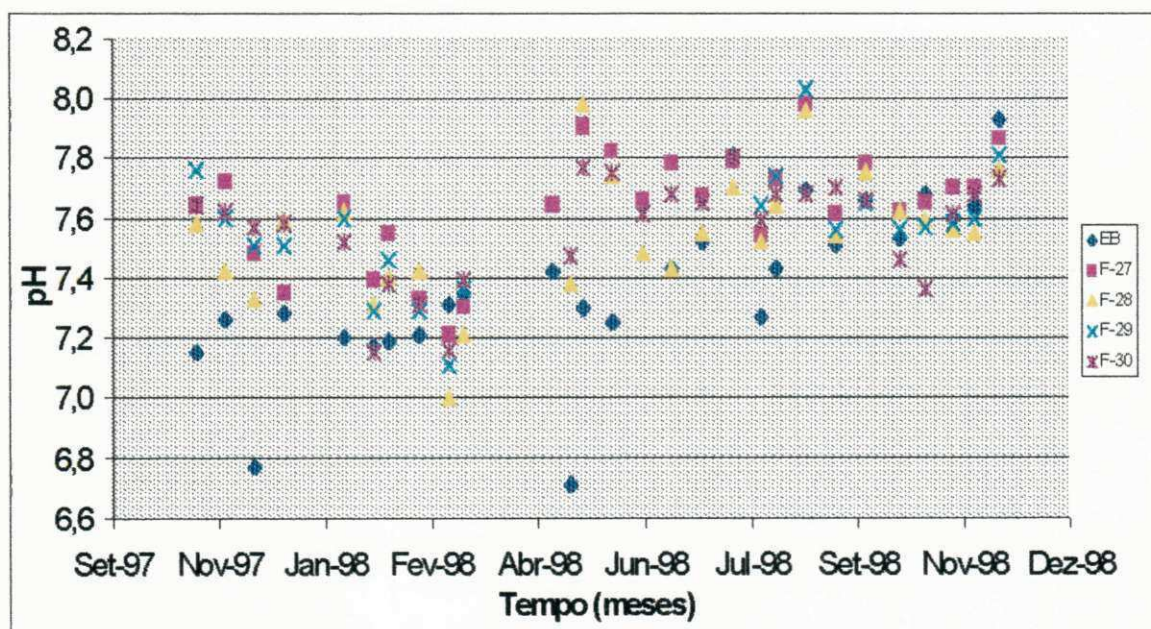
O valor médio do pH do esgoto bruto foi de 7,4 aumentando para 7,6 no efluente de todas as lagoas. As faixas de variação de pH do esgoto bruto (6,6 – 8,0) e das lagoas (7,0 – 8,0 para as lagoas F27 e F28; 7,0 – 8,6 e 7,0 – 9,0 para as lagoas F29 e F30, respectivamente), refletem as condições predominantes à noite, apesar de as amostras terem sido coletadas às 8 horas da manhã. As faixas de pH observadas nos efluentes das lagoas facultativas primárias com chicanas não foram tão diferentes daquelas apresentadas na literatura para lagoas facultativas primárias sem chicanas. Silva (1982) trabalhando com lagoas de 1,25m de profundidade e cargas orgânicas entre 162 e 577 kg DBO<sub>5</sub> /ha.dia observou uma faixa de pH médio entre 7,60 e 7,95 e de Oliveira (1990) investigando as mesmas lagoas aqui estudadas (2,30 m e cargas orgânicas de 205 a 308 kg DBO<sub>5</sub> /ha.dia), mas desprovidas de chicanas, observou a faixa média de 6,6 a 8,3.

Não deve ser esperado que lagoas facultativas primárias com cargas orgânicas similares às aqui estudadas apresentem elevados valores médios de pH, especialmente em amostras coletadas no início da manhã. Lagoas facultativas são reatores que tratam consideráveis massas de matéria orgânica com uma conseqüente elevada liberação de CO<sub>2</sub> o qual contribui para a manutenção de valores de pH relativamente baixos. Somente em determinadas fases do ciclo diário, particularmente à tarde, entre 10 e 14 horas, é possível perceber o efeito da utilização de uma massa expressiva de CO<sub>2</sub>, por parte de organismos fotossintetizantes, com conseqüente liberação de íons hidroxila que elevam o pH (de Oliveira, 1990). No entanto, não é comum a ocorrência de valores superiores a 9. As Figuras 4.2 e 4.3 ilustram a distribuição do pH nas várias amostras analisadas (EB e lagoas) com base nas medidas feitas a cada duas semanas e nas médias mensais, respectivamente e demonstram que, de um modo geral, o pH se situou abaixo de 8,0.





**Figura 4.2 - Variação temporal de pH com base nas medições feitas a cada duas semanas no afluente (EB) e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.**

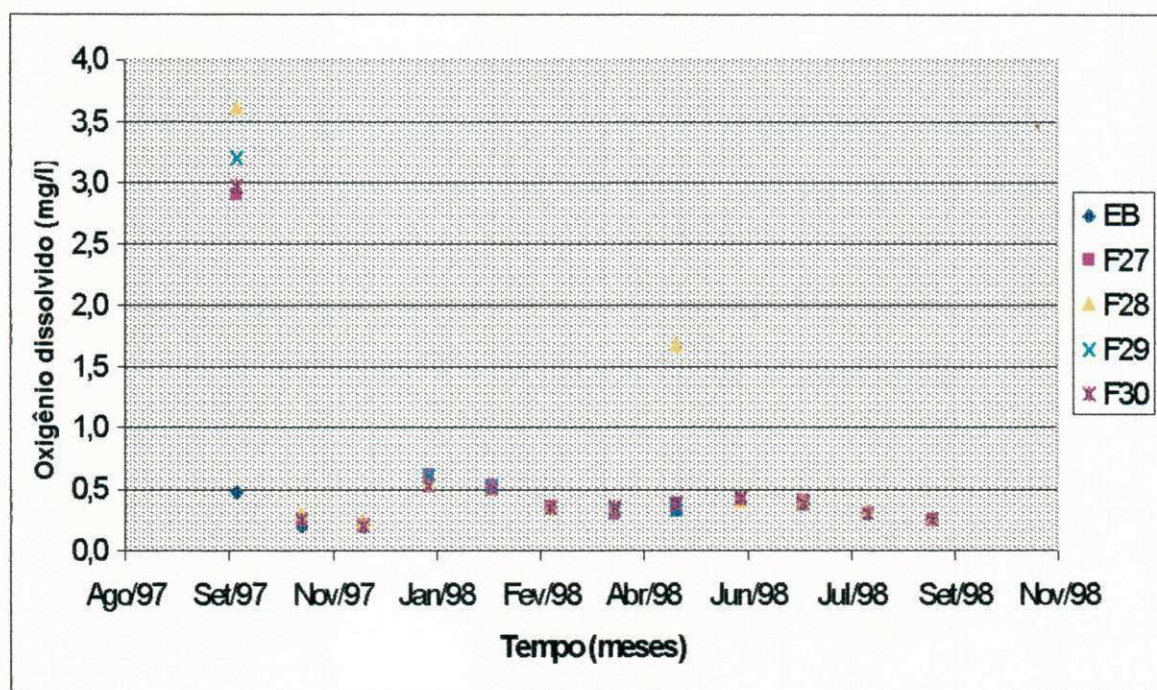


**Figura 4.3 - Variação temporal de pH com base nas médias mensais do afluente (EB) e dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.**



### 4.3.3 Oxigênio dissolvido

Similarmente ao que ocorreu com o pH, a concentração média de OD do esgoto bruto (0,4 mg/l) foi menor que as concentrações nos efluentes das lagoas as quais foram de 0,6 a 0,7 mg/l. Na análise da distribuição de oxigênio no efluente dos reatores, de acordo com a Tabela 4.1, foi observado que as concentrações máximas nas lagoas variaram de 3,0 a 7,7 mg/l e a mínima foi de 0,2 mg/l. Considerando que o horário do início da coleta (8 h da manhã) pode refletir ainda as condições que prevalecem à noite, pois as lagoas facultativas são, de fato, reatores cíclicos que operam aerobiamente durante o dia e anaerobiamente à noite. A Figura 4.4 mostra as variações temporais do oxigênio dissolvido.



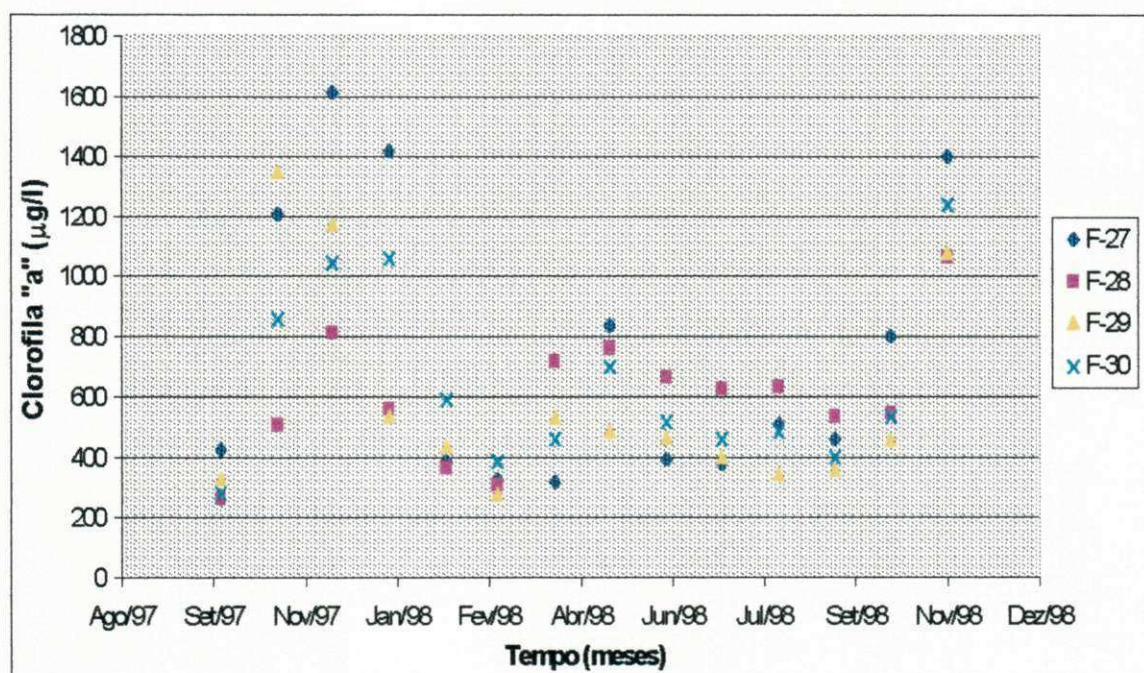
**Figura 4.4 – Variação temporal do OD com base nas médias mensais do afluente (EB) e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.**



#### 4.3.4 Clorofila "a"

A biomassa de algas, avaliada pela concentração de clorofila "a", foi em média de 737  $\mu\text{g/l}$  na lagoa F27 e 635  $\mu\text{g/l}$  na lagoa F30. A menor concentração média foi de 580  $\mu\text{g/l}$  na F29 e a F28 registrou uma concentração média de 606  $\mu\text{g/l}$  (Tabela 4.1). A Figura 4.5 mostra as variações temporais para a clorofila "a". Houve um aumento na época da estiagem apresentando os maiores valores médios entre setembro e dezembro de 1997, sendo este fato observado novamente em novembro de 1998. No período menos seco, (janeiro a outubro/98) os valores médios ficaram situados numa faixa relativamente restrita entre 400 e 800  $\mu\text{g/l}$ .

Conforme a Tabela 4.1 foi verificada uma concentração mínima de 19  $\mu\text{g/l}$  no efluente da lagoa F29 e a máxima de 2732  $\mu\text{g/l}$  na F27.



**Figura 4.5 – Variação temporal de clorofila "a" com base nos valores médios mensais dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.**

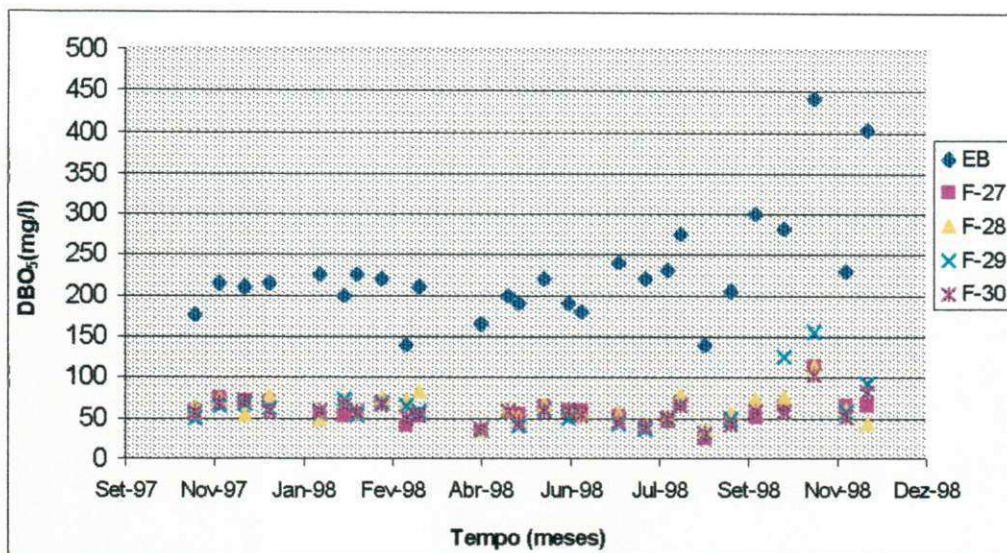
#### 4.3.5 Demanda bioquímica de oxigênio

As Figuras 4.6 e 4.7 ilustram a distribuição temporal da Demanda Bioquímica de Oxigênio do esgoto bruto e efluentes das lagoas. A DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto experimentou variações significativas ao longo do ciclo hidrológico apresentando os maiores valores médios entre setembro e novembro de 1998, meses típicos da estiagem. Os efluentes das lagoas facultativas apresentaram valores bastante próximos entre si em cada data particular (Figura 4.6) bem como com relação às médias mensais.

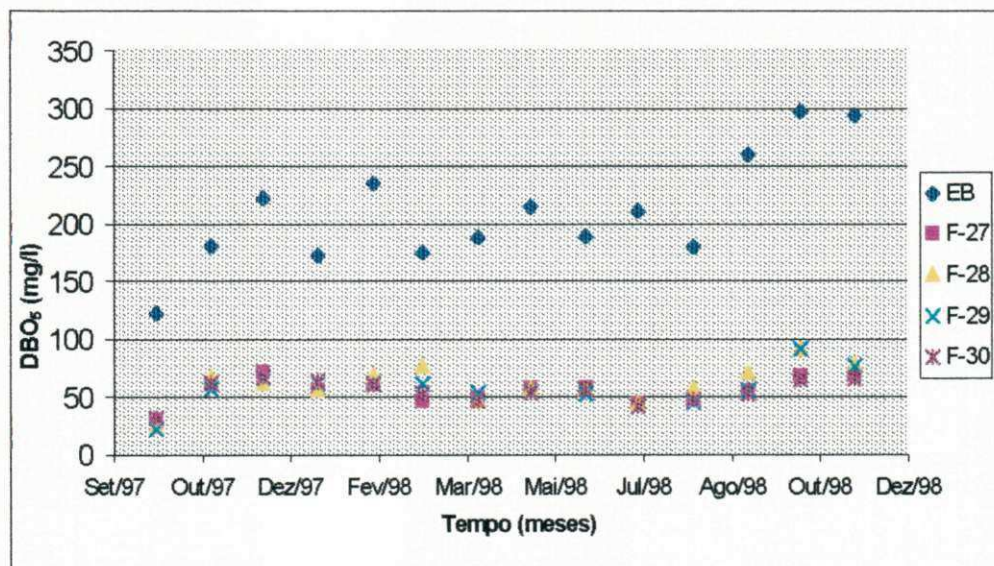
Considerando a população de dados amostrais obtidos no período (outubro/97 a novembro/98) foi verificado que a variação (mín – máx) dos dados de DBO<sub>5</sub> ocorreu entre 50 e 441 mg/l no esgoto bruto e nas lagoas facultativas entre 15 e 156 mg/l, conforme apresentado na Tabela 4.1. A dispersão medida pelo desvio padrão (66 mg/l para esgoto bruto e 14-23 mg/l para as lagoas) variou entre um mínimo de 25% para a lagoa F30 e um máximo de 40% para a lagoa F29. É importante observar que os desvios médios relativos da lagoa de controle (34%) e da lagoa com chicanas vai-e-vem (40%) foram os maiores, indicando uma dispersão maior dos dados amostrais em torno da média.

As lagoas apresentaram uma eficiência na remoção de DBO<sub>5</sub> entre 71 e 74% (Tabela 4.3), faixa comumente citada na literatura para lagoas facultativas (de Oliveira, 1990). A lagoa controle (F28), sem chicanas, foi a menos eficiente, promovendo uma remoção de 71%, produzindo um efluente com uma DBO<sub>5</sub> média de 62 mg/l. A DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto (214 mg/l) foi reduzida para 57 mg/l no efluente da lagoa F29 diminuindo um pouco mais (55 mg/l) nos efluentes das lagoas F27 e F30, conforme a Tabela 4.1.





**Figura 4.6 – Distribuição temporal da DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto afluente e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas com base nos dados obtidos a cada duas semanas.**



**Figura 4.7 – Distribuição temporal das médias mensais da DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto e das lagoas facultativas primárias profundas.**

Apesar dos efluentes finais terem apresentado concentrações médias acima dos limites de 20 mg/l (Reino Unido) e 30 mg/l (Estados Unidos) estabelecidos como padrões de qualidade de efluentes para descarga em rios (Bartone, 1986), convém lembrar que sendo reatores primários, seus efluentes devem ser submetidos a tratamento posterior em lagoas de maturação até ser atingida a qualidade sanitária própria para lançamento.

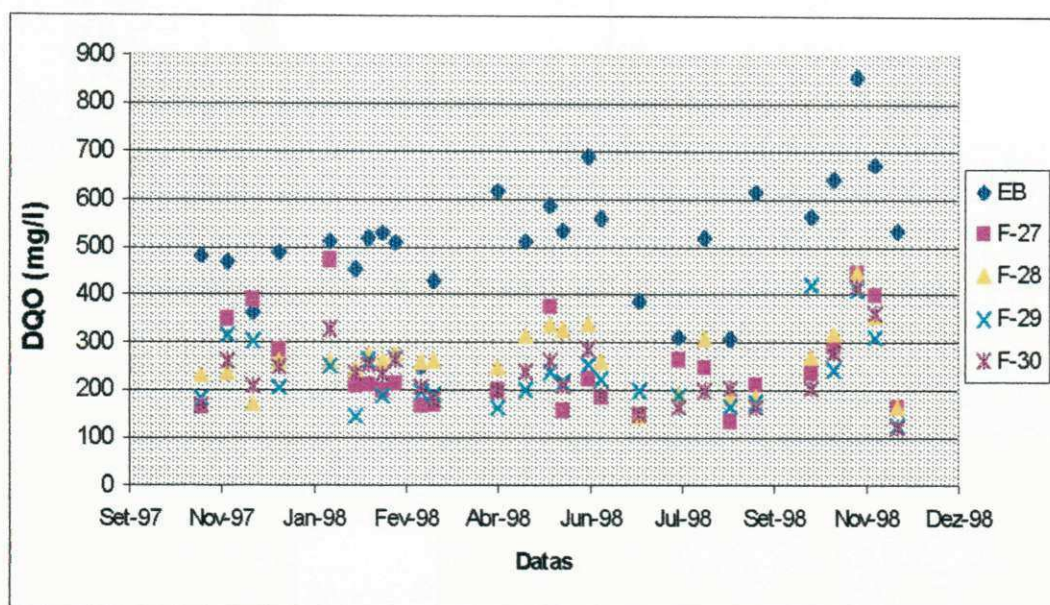
A remoção verificada na lagoa de controle que ficou um pouco abaixo das demais, é uma indicação que o uso de chicanas pode ser uma consideração no projeto. O papel desse dispositivo está relacionado ao melhor desempenho hidráulico dos reatores ou melhor controle de dispersão longitudinal.

#### **4.3.6 Demanda química de oxigênio**

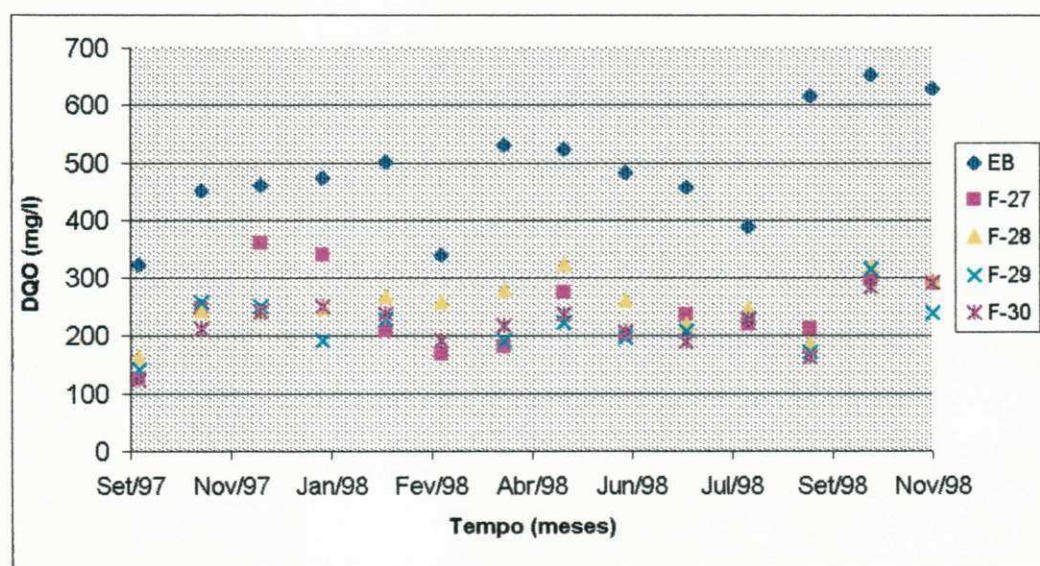
O desempenho das lagoas facultativas com relação a este parâmetro teve comportamento semelhante ao observado para a DBO<sub>5</sub>. A demanda química de oxigênio do esgoto bruto cujo valor médio foi de 492 mg/l) e foi reduzida para 225 mg/l nos efluentes finais das lagoas F29 e F30, correspondendo a uma eficiência de remoção de 54 %. Mais uma vez, a menor eficiência (47 %) ficou por conta da lagoa de controle, F28, a qual produziu um efluente final de 262 mg/l, favorecendo a idéia do uso de chicanas. A lagoa F27 teve uma eficiência de 50% com um efluente final de 245 mg/l. As eficiências e concentrações médias dos efluentes são apresentadas nas Tabelas 4.3 e 4.1, respectivamente.

As Figuras 4.8 e 4.9 mostram que a DQO do esgoto bruto apresentou concentrações médias mais elevadas nos meses de setembro a novembro/98. As concentrações médias dos efluentes das lagoas também foram muito próximas umas das outras (Figura 4.9).





**Figura 4.8 – Distribuição temporal da DQO do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas com base nos dados obtidos a cada duas semanas.**



**Figura 4.9 – Distribuição temporal das médias mensais da DQO do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.**

#### 4.3.7 Sólidos suspensos

Os sólidos suspensos foram reduzidos de 226 mg/l no esgoto bruto para as concentrações médias de 104, 106, 92 e 90 mg/l nas lagoas F27, F28, F29 e F30, respectivamente. A lagoa menos eficiente foi a lagoa de controle (F28), evidenciando que as chicanas exercem um efeito benéfico na redução de sólidos suspensos. Entretanto, os valores médios observados foram muito altos em relação aos padrões internacionais que fixam 30 mg SS/l (Bartone, 1986) para lançamento de efluentes em corpos receptores. Esses valores médios estão de acordo com a literatura pois, segundo Arthur (1983), a remoção de sólidos suspensos em lagoas é considerado apenas razoável. O Conselho da Comunidade Econômica Européia (CEE, 1991) admite, para lançamento de efluentes de lagoas em corpos receptores, a concentração de até 150 mg SS/l, desde que a DBO<sub>5</sub> filtrada seja de no máximo 20 mg/l. Certamente, este não é o caso das lagoas facultativas primárias que ainda apresentam elevada concentração de matéria orgânica no efluente. Mas deve ser considerado 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. A Figura 4.10 ilustra as variações ao longo do tempo das concentrações médias do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas facultativas primárias.

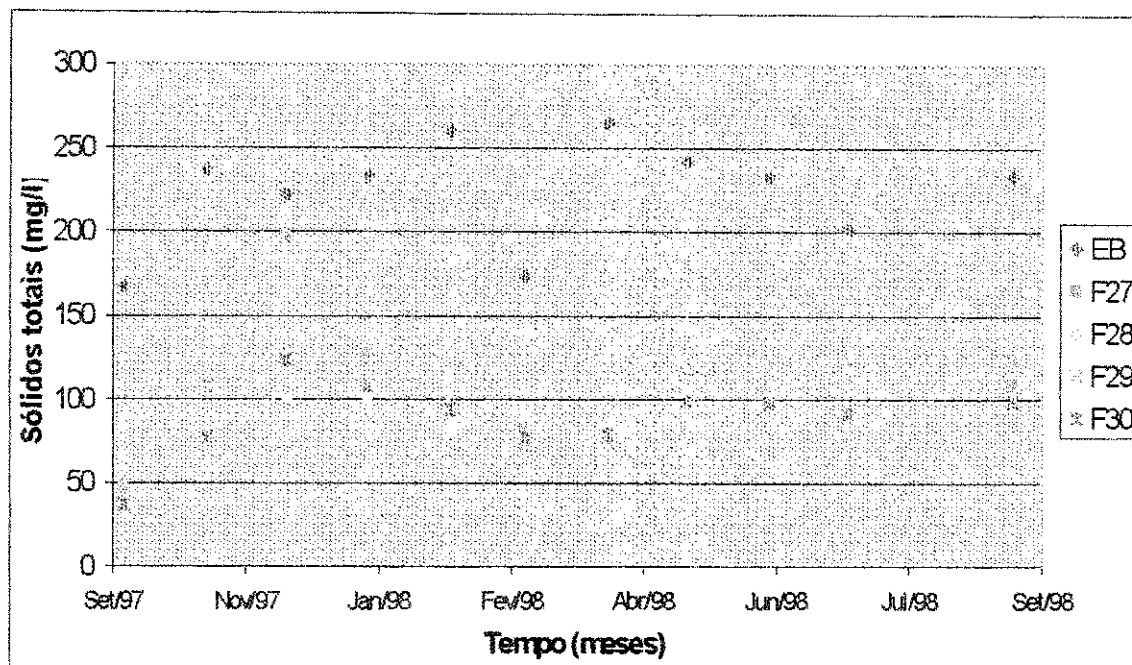


Figura 4.10 – Variação temporal dos valores médios mensais dos SS no esgoto bruto e nos efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.

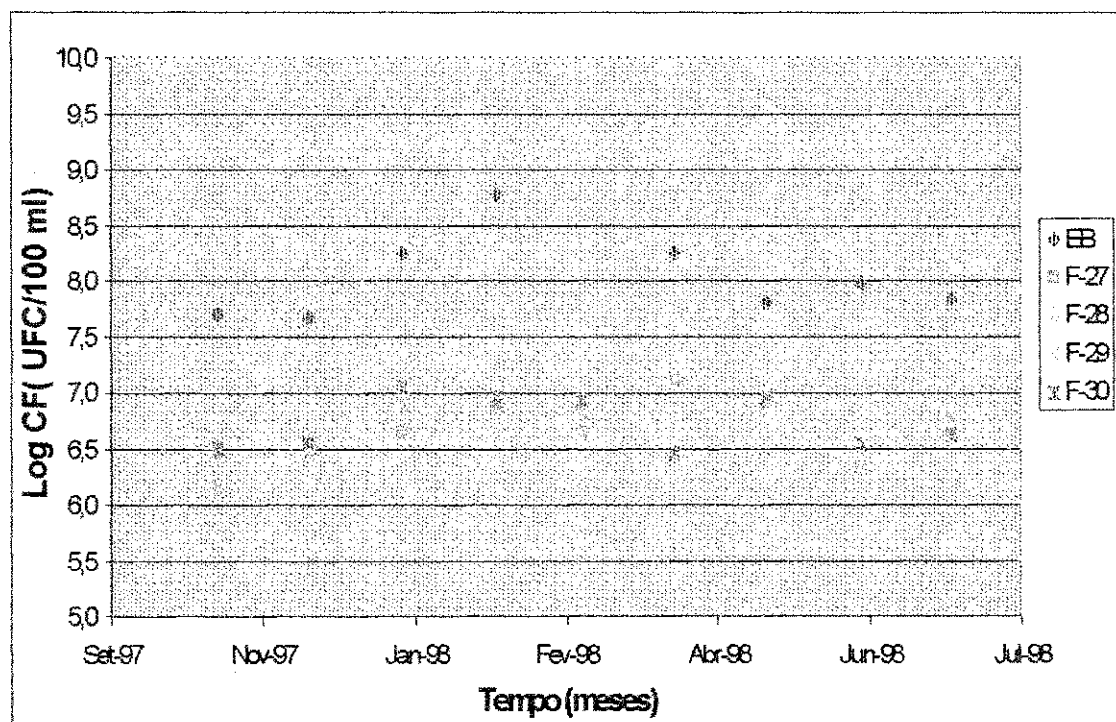
#### 4.3.8 Coliformes fecais

A concentração média de coliformes fecais no esgoto bruto, determinada nesta pesquisa, apresentou uma ordem de grandeza mais elevada ( $1,2 \times 10^8$  UFC/100 ml) que a normalmente encontrada nos experimentos levados a efeito na EXTRABES: Silva, (1982) observou  $4,0 \times 10^7$  UFC/100 ml; Mara *et al.*,  $4,6 \times 10^7$  UFC/100 ml; de Oliveira (1990),  $4,7 \times 10^7$  UFC/100 ml; de Oliveira (1995),  $4,12 \times 10^7$  UFC/100 ml). Esta concentração média mais elevada do esgoto bruto pode ser atribuída a um ano de poucas chuvas (1998) e, por conseguinte, a uma elevação da concentração do material fecal no esgoto.

Como mostra a Tabela 4.1, a concentração média mencionada acima foi reduzida para  $6,4 \times 10^6$  UFC/100 ml no efluente final da lagoa F29, representando uma eficiência de 94,6666 % (Tabela 4.3). As demais lagoas apresentaram concentrações médias que variaram de  $6,9 \times 10^6$  UFC/100 ml a  $7,6 \times$



$10^6$  UFC/100 ml, com eficiências que foram de 93,6666 a 94,0833 %. Essas concentrações médias não são significativamente distintas, mas indicam uma tendência de que chicanas do tipo vai-e-vem são as mais eficientes. Embora, as concentrações nos efluentes das lagoas não estivessem de acordo com o padrão sanitário recomendado pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) para irrigação irrestrita ( $\leq 1000$  UFC/100 ml), é bom lembrar que as lagoas facultativas primárias não são projetadas enfatizando a remoção de coliformes fecais, sendo necessário um segundo estágio de tratamento (lagoas de maturação) para se conseguir um efluente de melhor qualidade sanitária. A Figura 4.11 mostra as concentrações médias dos coliformes fecais.



**Figura 4.11 - Concentrações dos valores médios de CF do afluente (EB) e efluentes das lagoas facultativas primárias profundas.**

**Tabela 4.3 – Eficiência de remoção (%) de DBO<sub>5</sub>, DQO, SS e CF no sistema XXI. Período: outubro/97 a novembro /98.**

<b>LAGOA</b>	<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>DQO</b>	<b>SS</b>	<b>CF</b>
<b>F27</b>	74	50	54	93,6666
<b>F28</b>	71	47	53	94,3333
<b>F29</b>	73	54	59	94,6666
<b>F30</b>	74	54	60	94,0833

## **Estudo das matrizes de correlação**

Primeiramente, a análise de correlação foi feita utilizando as médias mensais dos parâmetros analíticos medidos nos efluentes das lagoas facultativas primárias sendo correlacionadas as variáveis (físico-químicas e microbiológicas), para a determinação da existência ou não de correlação estatisticamente significativa entre os parâmetros estudados. Depois foram estudadas as correlações com base nos dados brutos desses mesmos parâmetros.

A correlação linear foi determinada, utilizando o teste de correlação de Pearson unilateral, no nível de significância de 5%.

As matrizes de correlação dos parâmetros analisados nas lagoas facultativas primárias com base nas médias mensais de cada lagoa são apresentadas nas Tabelas 4.4 a 4.7, nas quais são indicadas as relações significativas.

Pode ser observado que, em todas as lagoas houve correlação sempre positiva e significativa entre OD e pH refletindo uma associação direta entre a liberação de oxigênio dissolvido e íons hidroxila em consequência da atividade fotossintética do fitoplâncton.

Ficou também demonstrada a existência de uma correlação significativa e sempre negativa entre OD e  $DBO_5$  a qual indica uma menor disponibilidade de oxigênio em face de maiores concentrações de matéria orgânica as quais são responsáveis por um maior consumo de oxigênio por parte da comunidade decompositora. Por isso, é também justificável a correlação significativa e sempre negativa entre a  $DBO_5$  e pH.

Embora as correlações entre DQO e pH tenham sido sempre negativas indicando uma tendência de acompanhar a relação entre  $DBO_5$  e pH não foi detectada significância, em nenhum caso na análise das médias mensais lagoa a lagoa. No entanto, em 50% dos casos, as correlações entre DQO e OD foram sempre negativas e significantes, confirmando a existência de uma relação inversa entre carga orgânica e estado de aerobiose.

De fato, DQO e DBO<sub>5</sub> sempre apresentaram correlações positivas e significativas havendo naturalmente a expectativa da existência das mesmas correlações entre DQO e os parâmetros com os quais DBO<sub>5</sub> foi significativamente correlacionada. É sabido, no entanto, que as frações de matéria orgânica determinadas pelos dois parâmetros não são as mesmas e, além disso, as sensibilidades das medições desses parâmetros são diferentes.

A correlação sempre significativa e positiva entre DQO e Cl "a" refletem um aumento de material orgânico concomitante ao crescimento da biomassa e vice-versa. A não ocorrência de correlação entre Cl "a" e DBO<sub>5</sub> pode ser explicada pela incapacidade do teste de DBO<sub>5</sub> em recuperar determinadas frações de matéria orgânica associadas à biomassa de algas e que, por outro lado, podem ser recuperadas pelo teste da DQO. A correlação também positiva e significativa entre DQO e SS e a inexistência de correlação entre DBO<sub>5</sub> e SS confirmam as relações entre parâmetros de matéria orgânica e Cl "a".

A correlação sempre negativa entre coliformes fecais e pH evidencia um aumento da taxa de decaimento dos microrganismos com o aumento do pH. Não foi evidenciada a comumente citada relação inversa entre CF e temperatura. De fato, a correlação entre estes parâmetros foi sempre positiva e significativa.

O que pode ser dito sobre a análise da matriz baseada nos dados brutos em cada lagoa (Tabelas 4.8 a 4.11), é que os resultados confirmaram cerca de 06 das correlações que já haviam sido evidenciadas na primeira análise, baseada nas médias mensais de cada ponto da lagoa. Foram destacadas aquelas correlações consideradas mais importantes para o estudo das lagoas, como por exemplo, OD e pH, ocorrendo sempre positivamente e também significativamente. De fato, uma verdade física indubitável, pois teoricamente, o que se espera é que quando o OD aumente devido à fotossíntese de algas e cianobactérias, o pH também aumente por conta da liberação de hidroxilas. Também, a relação inversa, mas muito significativa, que ocorreu entre DBO<sub>5</sub> e pH, ou seja, quanto maior a disponibilidade de matéria orgânica ou maior a quantidade de substrato para os organismos

decompositores, menor é o valor do pH por conta da liberação de gás carbônico, resultante da biodegradação.

O resultado da análise desse conjunto de dados confirmou o que já havia sido evidenciado na análise anterior, na qual a  $DBO_5$  x pH foi sempre negativa, mas nem sempre significativa. Na análise ora descrita ficou melhor evidenciada a correlação  $DBO_5$  x pH a qual sempre foi negativa e significativa tendo tido uma representatividade maior.

A correlação entre os sólidos suspensos e pH que, no primeiro conjunto de dados, não foi significativa (só 25% dos casos), neste conjunto ficou melhor evidenciada (75% dos casos).

A relação  $DBO_5$  e OD foi negativa e significativa em 75% dos casos, tendo este índice sido inferior, à primeira análise (levando em consideração as médias mensais), que sempre foi negativa e significativa.

No terceiro conjunto de dados, com base nas médias mensais de todas as lagoas apresentado na Tabela 4.12, pode ser confirmada essa relação negativa entre  $DBO_5$  e OD indicando que uma maior quantidade de material orgânico na massa líquida determina um consumo maior de oxigênio.

No caso do OD x pH a correlação foi significativa e positiva confirmando as análises anteriores. Conforme explicado anteriormente, fisicamente isso é correto, pois uma maior disponibilidade de oxigênio resultante da fotossíntese do fitoplâncton, por exemplo, faz com que haja um aumento do pH devido à liberação de hidroxila na massa de água.

A correlação  $DBO_5$  x pH significativa e negativa também se ajustou a esse modelo teórico. O aumento da matéria orgânica acarretou a diminuição de OD como também uma diminuição do pH pela liberação do gás carbônico, produto da degradação. Essa correlação, de alguma maneira, foi acompanhada pela correlação igualmente negativa e significativa de DQO e pH, indicando que houve uma tendência do pH ter aumentado com uma disponibilidade menor do material orgânico e diminuído quando a disponibilidade foi maior.

A correlação CF x pH, negativa; do ponto de vista teórico, é uma correlação correta, pois o aumento do pH, citado na literatura como um dos fatores que diminuem a concentração de bactérias indicadoras, está comumente associada com uma maior velocidade de diminuição dessas bactérias.

A correlação negativa entre OD e Cl "a" que, a princípio, não é muito correta porque há uma tendência de maiores concentrações de algas serem associadas a mais oxigênio, é possível porque, existindo mais Cl "a" corresponde a uma maior biomassa e, portanto, mais atividade respiratória também, uma vez que as algas produzem oxigênio mas também o consomem.

A correlação positiva entre Cl "a" e SS foi bastante lógica, pois quanto maior a clorofila maior a biomassa de organismos, havendo uma tendência de que aumentando a concentração da biomassa haja também um aumento da concentração de sólidos suspensos.

Da mesma forma, foi evidenciada a correlação positiva entre SS x DQO e SS x DBO<sub>5</sub>. O coeficiente de correlação DQO x SS foi muito elevado (0,85) sendo altamente significativo e positivo, significando que mais sólidos suspensos estiveram associados à maior presença de algas e cianobactérias e a uma maior quantidade de massa de DQO.

A existência de correlações significativas positivas entre CF, DBO<sub>5</sub> e DQO podem ser resultantes da presença de material orgânico solúvel parcialmente proveniente das fezes.

Com relação à matriz correlação, baseada nos dados brutos do conjunto de todas as lagoas (Tabela 4.13), pode ser observado que a mesma só veio confirmar tudo o que já foi visto anteriormente nas outras matrizes. Por exemplo, as correlações OD x pH, positiva; DBO<sub>5</sub> x pH; CF x pH, negativas, etc.

Então, tanto o conjunto da totalidade dos dados brutos como o conjunto da totalidade das médias mensais apresentaram uma certa uniformidade sendo muito representativas as relações entre parâmetros analíticos determinados no efluente de lagoas facultativas primárias com e sem chicanas, tratando esgoto

doméstico nas condições observadas neste trabalho.

**Tabela 4.6 - Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F29.**

	pH	T (°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T (°C)	0,18	1						
OD	0,77*	-	1					
Cl "a"	-0,08	0,83	-0,27	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,65*	0,72	-0,78*	0,34	1			
DQO	-0,37	0,63	-0,65*	0,46*	0,77*	1		
CF	-0,77	0,98*	-0,44	-0,23	0,31	0,01	1	
SS	-0,52*	-	-0,77*	0,4	0,57*	0,81*	0,06	1

**Tabela 4.7 - Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F30.**

	pH	T (°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T (°C)		1						
OD	0,59*	-	1					
Cl "a"	-0,14	-	-0,39	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,55*	-	-0,65*	0,75*	1			
DQO	-0,42	-	-0,69*	0,69*	0,79*	1		
CF	-0,64*	-	-0,36	0,26	0,38	0,38	1	
SS	-0,36	-	-0,78*	0,69*	0,73*	0,88*	0,45	1



**Tabela 4.8 - Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F27.**

	pH	T(°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T (°C)	0,72*	1						
OD	0,34*	-	1					
Cl "a"	0,11	0,32	-0,10	1				
DBO <sub>5</sub>	0,26*	-0,28	-0,39*	0,38*	1			
DQO	0,04	0,18	-0,33*	0,76*	0,25*	1		
CF	-0,06	0,54	-0,12	-0,16	0,08	-0,09	1	
SS	-0,04	-	-0,41*	0,83*	0,55*	0,79*	-0,06	1

**Tabela 4.9 - Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F28.**

	pH	T(°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T (°C)	-0,12	1						
OD	0,38*	-	1					
Cl "a"	0,27*	0,29	0,06	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,34*	0,28	-0,36*	0,27*	1			
DQO	0,02	-0,21	-0,01	0,44*	0,53*	1		
CF	0,02	0,49	-0,09	-0,05	0,04	0,05	1	
SS	0,41*	-	0,12	0,57*	-0,10	0,54*	0,14	1

Tabela 4.10 - Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F29.

	pH	T(°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T(°C)	0,18	1						
OD	0,70*	-	1					
Cl "a"	-0,13	0,60*	-0,06	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,32*	0,60*	-0,43*	0,12	1			
DQO	-0,32*	-0,04	-0,32*	0,36*	0,26*	1		
CF	-0,41*	0,53*	-0,16	-0,11	0,08	-0,12	1	
SS	-0,46*	-	-0,46*	0,61*	0,32*	0,60*	-0,03	1

Tabela 4.11 – Matriz correlação de parâmetros com base nos dados pontuais na lagoa facultativa primária F30.

	pH	T(°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T(°C)	0,69*	1						
OD	0,60*	1	1					
Cl "a"	-0,04	0,16	-0,07	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,38*	-0,12	0,05	0,27*	1			
DQO	-0,22	0,19	-0,38*	0,62*	0,11	1		
CF	-0,19	-0,28	-0,06	-0,03	0,15	-0,02	1	
SS	-0,33	-	-0,52*	0,68*	0,43*	0,59*	0,03	1

**Tabela 4.12 – Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais de todas as lagoas facultativas primárias.**

	pH	T (°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T(°C)	-0,13	1						
OD	0,59*	-	1					
Cl "a"	0,01	0,33	-0,26*	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,50*	0,09	-0,69*	0,39*	1			
DQO	-0,26*	0,27	-0,43*	0,65*	0,66*	1		
CF	-0,48*	0,39	-0,31*	-0,06	0,28*	0,23*	1	
SS	-0,20	-	-0,50*	0,67*	0,50*	0,85*	0,15	1

**Tabela 4.13 – Matriz correlação de parâmetros analisados com base nos dados pontuais de todas as lagoas facultativas primárias .**

	pH	T (°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T(°C)	0,23*	1						
OD	0,52*	0,28*	1					
Cl "a"	0,04	0,24	-0,05	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,33*	0,17	-0,29*	0,22*	1			
DQO	-0,12*	0,01	-0,21*	0,57*	0,30*	1		
CF	-0,14*	0,29*	-0,11	-0,10	0,08	-0,05	1	
SS	-0,14*	-0,57*	-0,28*	0,71*	0,31*	0,70*	0,00	1

**Tabela 4.4 - Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F27.**

	pH	T (°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T (°C)	0,97*	1						
OD	0,49*	-	1					
Cl "a"	0,00	0,93	-0,19	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,32	0,55	0,70*	0,65*	1			
DQO	-0,11	0,44	-0,48	0,86*	0,75*	1		
CF	-0,23	0,98*	-0,37	-0,19	0,10	-0,03	1	
SS	-0,21	-	-0,52*	0,83*	0,79*	0,91*	-0,10	1

**Tabela 4.5 - Matriz correlação de parâmetros com base nas médias mensais na lagoa facultativa primária F28.**

	pH	T (°C)	OD	Cl "a"	DBO <sub>5</sub>	DQO	CF	SS
pH	1							
T (°C)	0,05	1						
OD	0,56*	-	1					
Cl "a"	0,31	0,77	-0,40	1				
DBO <sub>5</sub>	-0,40	0,52	-0,72*	0,18	1			
DQO	-0,17	0,88	-0,34	0,47*	0,55*	1		
CF	-0,32	0,74	-0,18	0,04	0,35	0,62*	1	
SS	0,20	-	-0,24	0,77*	-0,01	0,70*	0,42	1

#### 4.5 Estudo da análise de variância

Foi procedida análise comparativa de médias de parâmetros analíticos medidos no sistema, através de análise de variância de fator único (one-way ANOVA) segundo Sokal & Rohlf (1981). Num primeiro momento a análise comparou as médias dos parâmetros medidos no esgoto bruto afluente e nos efluentes das quatro lagoas. Por exemplo, os dados brutos de  $DBO_5$  foram submetidos à análise de variância cujo resultado, mostrado na Tabela 4.14, revelou a existência de diferenças significativas entre as médias, visto que a estatística  $F=201,75$  foi superior ao valor crítico de  $F$  ( $F_c=2,41$ ).

**Tabela 4.14 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados pontuais de  $DBO_5$  do esgoto bruto e efluentes das lagoas facultativas primárias.**

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	959981	4	239995,27	201,75	2,68E-74	2,41
Dentro dos grupos	275982	232	1189,58			
Total	1235963	236				

A Figura 4.12 ilustra comparativamente as médias da  $DBO_5$  analisadas podendo ser observado que a média do EB é significativamente superior às médias dos efluentes das lagoas, mas não evidencia a existência de diferenças significativas entre as médias dos efluentes.

Análise semelhante foi também aplicada aos dados brutos de SS e CF demonstrando resultados análogos aos de  $DBO_5$ .

**Tabela 4.15 – Valores da estatística F e Fc na análise comparativa (ANOVA-fator único) das médias dos distintos parâmetros analíticos medidos nos efluentes das lagoas facultativas primárias.**

Parâmetros	Valores de F e Fc	
	F	Fc
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	1,13	2,70
SS (mg/l)	2,00	2,67
CF (UFC/100ml)	1,09	2,67

## 5.0 DISCUSSÃO

### 5.1 Sobre a carga orgânica aplicada, a profundidade e o tempo de detenção hidráulica das lagoas

A carga orgânica média ( $\lambda_s = 330 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.dia}$ ) aplicada a todas as lagoas do sistema experimental foi situada nas proximidades do limite máximo comumente recomendado para o projeto de lagoas facultativas primárias na região de Campina Grande (temperatura média de  $25^\circ \text{C}$ ) conforme o critério de Mc Garry & Pescod modificado sucessivamente por Mara ( $380 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.dia}$ ) e Arthur ( $440 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.dia}$ ) de acordo com as equações 2.17 e 2.18, descritas no item 2.4.2. Dessa maneira, em face da grande disponibilidade de matéria orgânica biodegradável as populações decompositoras irão demandar grande concentração de oxigênio em seu processo de respiração aeróbia o que deve determinar a ocorrência de longos períodos de falta de oxigênio em toda a extensão da massa líquida e uma condição praticamente permanente de anaerobiose na maior parte da extensão inferior da coluna d'água. De Oliveira (1990) estudando a distribuição de oxigênio ao longo da profundidade (2,20 m) de lagoas facultativas primárias com cargas superficiais entre 205 e 308  $\text{kg DBO}_5/\text{ha.dia}$ . determinou um padrão de distribuição no qual concentrações significativas de oxigênio só ocorriam até a profundidade de 40 cm. Logicamente, a predominância de anaerobiose está também associada à maior profundidade das lagoas de modo que, nos reatores aqui investigados, em face tanto da carga orgânica como da profundidade, não se poderia esperar predominância da aerobiose. De fato, as concentrações médias de oxigênio em amostras de efluentes, coletadas pela manhã, foram predominantemente inferiores a  $1,0 \text{ mg/l}$ .

Similarmente ao que ocorreu com o oxigênio dissolvido, a carga orgânica relativamente alta, determinou a predominância de valores de pH relativamente baixos como consequência da maior produção de gás carbônico.

Também o efeito da liberação de hidroxilas com conseqüente aumento do pH, em decorrência de uma maior absorção de CO<sub>2</sub> por parte do fitoplâncton, não é esperado que possa ocorrer pela manhã no horário (8h) da coleta das amostras durante a monitoração, mas sim entre 10 - 14 horas.

O tempo de detenção hidráulica médio de 15 dias de cada lagoa do sistema experimental foi situado dentro da faixa de 11 a 43 dias citada por Lumbers (1979) para lagoas facultativas primárias. Também, ficou situado na faixa (6,3 -- 18,9 dias) estudada por Silva (1982).

## **5.2 As lagoas funcionaram como facultativas primárias?**

As lagoas do sistema experimental estudado, pelas características operacionais aqui observadas podem ser classificadas como facultativas primárias em vista do que é comumente apresentado na literatura. A profundidade, no entanto, foi superior à faixa geralmente citada para esse tipo de reator podendo ser considerado que aqui essa característica física foi cerca de 50% maior que a profundidade (1,5 m) tipicamente adotada no projeto de lagoas facultativas primárias. As lagoas aqui estudadas podem ser classificadas como facultativas primárias profundas conforme os experimentos descritos por de Oliveira (1990) ou, em face de sua pobre condição de aerobiose, classificadas como reatores anóxicos conforme os trabalhos de Almasi e Pescod (1996). Também, diante das remoções observadas, tanto em termos de matéria orgânica biodegradável (71 – 74%) como em termos da remoção de CF (93,6666 – 94,6666%) e SS (53 – 60%), comparáveis a resultados relatados por outros pesquisadores as lagoas podem ser enquadradas dentro da classificação de facultativas primárias. A propósito, Silva (1982) trabalhando com essas lagoas com 1,25 m de profundidade e cargas variando entre 162 e 577 kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia. e tempos de detenção de até 18,9 dias observou remoções médias de DBO<sub>5</sub> de 73 a 84%, SS de 69 a 74% e CF de 94 a 99,4%.



### 5.3 Sobre a utilização de chicanas em lagoas facultativas primárias

Conforme resumido na Tabela 4.3, a lagoa de controle (F28) tendeu a apresentar as menores eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub>, DQO e SS, apresentando uma remoção de CF comparável às das lagoas facultativas primárias providas de chicanas. A análise de variância de fator único (one-way ANOVA), levada a efeito para os dados dos já referidos parâmetros analíticos demonstrou não existirem diferenças significativas entre os efluentes das lagoas do sistema, o que, na prática, significa que, dos pontos de vista analisados, o papel exercido pelas chicanas não foi significativo para o desempenho operacional dos reatores.

Isso, aparentemente, representa uma contradição com relação ao que tem sido publicado na literatura (Middlebrooks *et al*, 1982; Johansson *et al*, 1996), mas torna-se conveniente argumentar que as lagoas aqui analisadas, em face de suas características bem peculiares, talvez não tenham representado uma circunstância própria para a percepção dos efeitos benéficos das chicanas. Lagoas facultativas primárias, devido ao nível de tratamento que promovem talvez não representem o tipo do reator no qual diferenças de desempenho, devido à ação de chicanas, possam ser sensivelmente medidas. Outros fatores como a grande profundidade e a elevada carga orgânica podem ter representado condições extremas de operação que contribuíram para que as melhorias, possíveis em circunstâncias menos estressantes, e até mesmo evidenciadas aqui, não pudessem ser claramente demonstradas. Talvez, em lagoas de maturação, numa série, os efeitos desejáveis possam ser mais percebidos.

### 5.4 Sobre a qualidade dos efluentes das lagoas facultativas

A qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização é, geralmente, definida com base em parâmetros físico-químicos e de indicadores de

contaminação com os quais também são definidos os padrões para lançamento em corpos receptores bem como para seu reuso.

Por exemplo, recentemente, a Comunidade Econômica Européia admitiu concentrações de SS de até 150 mg/l em efluentes para lançamento em corpos receptores desde que a DBO<sub>5</sub> filtrada seja de no máximo 20 mg/l. A Resolução CONAMA n.20/86, que fixa, no Brasil, os padrões do lançamento dos efluentes em corpos d'água, não estabelece valores para concentrações de DBO<sub>5</sub>, DQO e SS, deixando a sua definição a cargo da Legislação Estadual, mas as concentrações máximas de outras espécies são objeto de tal Resolução. A concentração de nitrogênio amoniacal, por exemplo, é fixada em 5 mg N/l. A concentração de coliformes fecais máxima recomendada para irrigação irrestrita (WHO, 1989) é de 1000 UFC/100 ml.

Comumente, padrões de lançamento e/ou reutilização não dizem respeito em sua totalidade a lagoas anaeróbias e facultativas primárias cujos efluentes requerem tratamento adicional através de outras unidades em série. Os efluentes das lagoas do sistema experimental, aqui analisadas, apresentaram elevadas concentrações de DBO<sub>5</sub>, DQO, SS e CF demonstrando haver necessidade da aplicação de tratamento posterior, em lagoas de maturação, tanto para o lançamento como para o reuso.

Do ponto de vista da destinação ordinariamente pensada para os efluentes de lagoas de estabilização e considerando-as ainda, altas concentrações de algumas espécies físico-químicas e microbiológicas bem como o fraco desempenho das chicanas no sistema experimental, especialmente com relação aos parâmetros supracitados, a sua aplicação em lagoas facultativas primárias profundas não parece ser recomendável.

### **5.5 A utilidade das correlações encontradas entre os parâmetros**

A análise de correlação feita neste estudo foi útil por ter confirmado importantes relações, comumente citadas na literatura, entre as quais a associação direta entre a liberação de oxigênio dissolvido e íons hidroxila devido à atividade fotossintética do fitoplâncton, observada na correlação significativa entre OD e pH.

### **5.6 A contribuição deste estudo na pesquisa de lagoas de estabilização**

A análise dos resultados da monitoração dos efluentes das lagoas facultativas primárias do sistema experimental demonstrou que, do ponto de vista do comportamento dos parâmetros analíticos DBO<sub>5</sub>, DQO, SS e CF, a utilização de chicanas não representou a introdução de um benefício claramente perceptível. As grandes cargas orgânicas e profundidades levaram à ocorrência de condições extremas que representaram uma faixa de operação na qual foi possível observar tendências mas não foi propícia à demonstração de diferenças sensíveis. Assim, o trabalho contribui para esclarecer que em nível de lagoas primárias a utilização de chicanas está sujeita à influência das características físicas e operacionais e que, talvez, nesse nível não seja técnica e economicamente viável a sua aplicação.

## 6.0 CONCLUSÕES

Os resultados desta pesquisa, sobre a influência do uso de chicanas em lagoas facultativas primárias profundas, tratando esgoto doméstico, mostraram que a utilização de chicanas não foi significativa para melhoria do desempenho operacional destas lagoas. As lagoas com chicanas não apresentaram um desempenho muito expressivo na remoção de matéria orgânica (73-74% de DBO<sub>5</sub> e 50-54% de DQO) e de coliformes fecais (93,6666-94,6666%), em comparação à lagoa de controle que teve as eficiências de 71% para DBO<sub>5</sub>, 47% para DQO e 94,3333% para coliformes fecais.

Nos efluentes finais das lagoas a concentração média da matéria orgânica em termos de DBO<sub>5</sub> foi maior que os limites comumente exigidos para o lançamento em corpos receptores (Bartone, 1986) e a de coliformes fecais maior que o padrão da organização Mundial de Saúde (WHO, 1989), para irrigação irrestrita, sendo ressaltado que, comumente, em face de sua má qualidade os efluentes de lagoas facultativas primárias não são recomendados para lançamento ou reuso, devendo ser tratados em lagoas de maturação, em série.

Apesar de terem sido submetidas a uma carga orgânica ( $\lambda_s = 430$  kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia), tipicamente de lagoas facultativas primárias, as lagoas podem ter funcionado durante parte do seu ciclo diário, como lagoas anaeróbias, tendo apresentado baixa concentração média de oxigênio dissolvido (0,6 mg/l).

Finalmente, em virtude da carga orgânica relativamente alta e de suas profundidades terem tido influência no efeito das chicanas nessas lagoas, sugere-se um estudo mais acurado sobre os limites da carga e da profundidade para que possa ser observada a influência das chicanas no desempenho dessas lagoas.

## 7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A. & Y. AZOV (1976). Toxicity of amonia to algae in sewage oxidation ponds. *Appl. Environ. Microbiol.* 31, 801-806.
- ALMASI, A. and PESCOD, M. B. (1996). Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v.33, n.7, pp. 125-132.
- APHA, AWWA, WPCF (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th edition. New York: American Public Health Association..
- 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 efluentes. *Anales del Seminario Regional de Investigation sobre Lagunas de Estabilizacion*. Lima: CEPIS.
- BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária*. Ed. 3ª São Paulo, CETESB/ ASCETESB. 1986. 640 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 20 de 20 de junho de 1986. *Diário Oficial da União*. Brasília, 30 de julho de 1986, Seção I, p.11356-61.

- 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).
- de ALMEIDA, M. M. P. (1997). *Estudo do efeito de defletor de escoamento e da relação comprimento/largura efetiva de escoamento na eficiência hidráulica de bacia de sedimentação*. (Dissertação de Mestrado). - Universidade Federal do Espírito Santo.
- de OLIVEIRA, R. (1990). *The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil*. Ph.D. Thesis, The University of Leeds, U. K. 231 p.
- de 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*. Campina Grande, 86 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. – Universidade Federal da Paraíba.
- ELLIS, K. V. (1983). Stabilization ponds: design and operation. *Critical Reviews in Environmental Control*, v.13, nº. 2, pp. 69-102.
- GLOYNA, E. F & E. ESPINO (1969). Sulfide production in waste stabilization ponds. *J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng.*, 95, 607-628.
- GLOYNA, E. F. (1971). *Waste stabilization ponds. Monogrh. Ser. nº 60*, Geneva: W.H.O.
- GLOYNA, E. F. (1976). Facultative waste stabilization pond design. In: *Ponds as a wastewater Treatment Alternative*. (ed. E. F. Gloyna, J. F. Malina Jr. and E. M. Davis). Austin: Center for Research in Water Resources, pp. 143-157.

- 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.
- HERMAN, E.R. AND GLOYNA, E. F. (1958). Waste Stabilization Ponds. *Sewage and Industrial Wastes*, (30), 963.
- JOHANSSON, PERNRUP, M. AND RANGEBY, M. (1996). Low – cost upgrading of an oversized wastewater stabilization pond system in Mindelo, Cape Verd. *Water Science and Technology*, v. 33.nº. 7, pp. 99-106.
- JONES, J.G. (1979). *A guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh Water*. Ambleside: Freshwater Biological Association-Scientific publication (39).
- KILANI, J.S. AND OGUNROMBI, J.A. (1984). *Effects of baffles on the performance of model waste stabilization ponds*. *Water Research*, 18(8), pp. 941-944.
- KLEFREKOPER, H. (1944). *Introdução ao estudo da limnologia*. Rio de Janeiro/ Serviço de Informações Agrícolas. Ed. 2ª. Fac-similar 1990. 329 p.
- KÖNIG, A. (1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. Tese de Doutorado. Liverpool – Inglaterra. 175 p.
- 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.
- MARA, D.D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W. (1992). *Waste Stabilization Ponds: a design manual for eastern Africa*. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England.
- MARAI, G. V. R. AND SHAW, V. A. (1961). A Rational Theory for the Design of Sewage Stabilization Ponds in Central and South Africa. *Trans. South African Institute of Civil Engineers*, v. 3, pp. 105.
- MENDONÇA, S. R. (1989). *Sistemas de Lagoas de Estabilização para de Esgotos Domésticos: Considerações gerais*. Seminário Nacional de Tratamento de Águas Residuárias. Culiacan, Sinaloa, México: JAPAC/ ANAOPA/ OPS.
- METCALF & EDDY. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse* 3<sup>rd</sup> edition. Mc Graw – Hill Book Company, Singapore.
- 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.
- 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.



- 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. E 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*. Ph. D. Thesis, University of Dundee, UK.
- SOKAL, R. R. AND ROHLF, F. J. (1981). *Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 2<sup>nd</sup> edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company.
- THIRUMURTHI, D. (1969). Design Principles of Waste Stabilization Ponds. *Journal of the Sanitary Engineering Division of the American Society of Civil Engineers*, 95, pp.311 - 330.
- VAN HAANDEL, A. C. E LETTINGA, G. (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgoto: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande – PB: Epgraf. 198 p.
- VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. (1999). *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações*. Campina Grande – PB: Epgraf. 472 p.
- VON SPERLING, M. (1996). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v.3, 134 p.

WHO (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.