

André Luis Calado Araújo

COMPORTAMENTO DE FORMAS DE FÓSFORO EM SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO, EM ESCALA-PILOTO, SOB DIFERENTES CONFIGURAÇÕES, TRATANDO ESGOTO DOMESTICO

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Recursos Hídricos

ORIENTADORES: Prof. Salomão Anselmo Silva  
Prof. Rui de Oliveira

Campina Grande - Paraíba

Julho/1993



A658c Araújo, André Luis Calado.  
Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgoto doméstico / André Luis Calado Araújo. - Campina Grande, 1993.  
101 f.

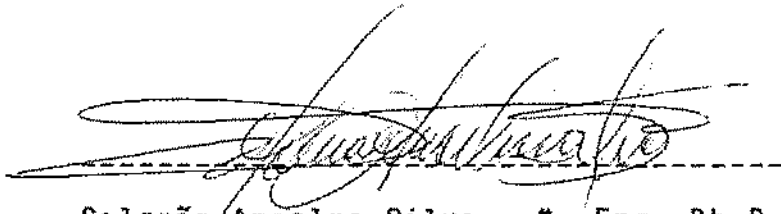
Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1993.  
"Orientação : Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva, Prof. Dr. Rui de Oliveira".  
Referências.

1. Engenharia Sanitária. 2. Tratamento de Esgoto Doméstico. 3. Fósforo - Remoção de Propriedade. 4. Recursos Hídricos. 5. Lagoas de Estabilização. 6. Dissertação - Engenharia Civil. I. Silva, Salomão Anselmo. II. Oliveira, Rui de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título CDU 628.3:535.373.1(043)

COMPORTAMENTO DE FORMAS DE FOSFORO EM SISTEMAS  
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SERIE SOB DIFERENTES  
CONFIGURAÇÕES, TRATANDO ESGOTO DOMESTICO.

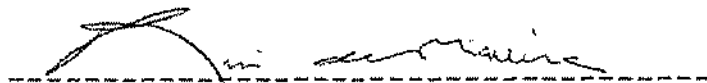
ANDRÉ LUIS CALADO ARAÚJO

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 09/07/93



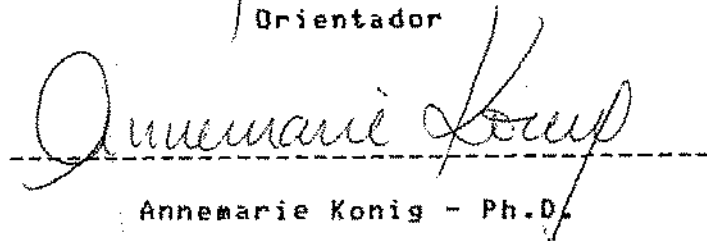
Salomão Anselmo Silva - M. Eng. Ph.D.

Orientador



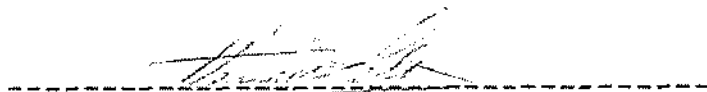
Rui de Oliveira - M. Eng. Ph.D.

Orientador



Annemarie König - Ph.D.

Examinador Interno



Hênio Normando de S. Melo - Dr. Ing.

Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PARAIBA

JULHO DE 1993

## AGRADECIMENTOS

Aos professores Salomão Anselmo Silva e Rui de Oliveira, pela orientação durante todas as etapas deste trabalho.

À professora Annemarie König pelas contribuições dadas sempre que foi solicitada.

A Josiane, minha esposa, pela ajuda e incentivo nos momentos difíceis.

Aos amigos Haroldo, José, Rui, Roberto e Savana, pelo apoio e momentos de descontração que passamos juntos.

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES:

- Universidade Federal da Paraíba - UFPB.
- Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA.
- Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE.
- Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP.
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.
- Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científica - Banco do Brasil S/A.
- Overseas Development Administration - ODA - U.K.

## INDICE

	página
1.0 - REVISÃO DE LITERATURA .....	1
1.1 - Considerações sobre a presença de fósforo em águas residuárias domésticas e suas conseqüências .....	1
1.2 - Lagoas de estabilização .....	7
1.2.1 - Lagoas anaeróbicas .....	9
1.2.2 - Lagoas facultativas .....	11
1.2.3 - Lagoas de maturação .....	15
1.3 - Remoção de fósforo em lagoas de estabilização .....	16
2.0 - MATERIAIS E METODOS .....	21
2.1 - Os sistemas experimentais .....	21
2.1.1 - Descrição do Sistema XVI .....	21
2.1.2 - Descrição do Sistema XVII .....	22
2.2 - Alimentação dos sistemas experimentais .....	22
2.2.1 - Alimentação do Sistema XVI .....	26
2.2.2 - Alimentação do Sistema XVII .....	30
2.3 - Monitoração dos sistemas experimentais .....	33
2.3.1 - Monitoração do Sistema XVI .....	33
2.3.2 - Monitoração do Sistema XVII .....	33
2.3.3 - Coleta de amostras de coluna e efluentes das lagoas .....	34
2.3.4 - Amostra composta do esgoto bruto .....	34

2.4 - Parâmetros analisados .....	36
2.4.1 - Procedimentos analíticos .....	38
2.4.2 - Determinação das formas de fósforo .....	38
3.0 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS .....	43
3.1 - Caracterização do esgoto bruto afluente .....	44
3.2 - Cargas orgânicas aplicadas às lagoas dos sistemas expe- rimentais .....	47
3.3 - Sistema XVI (amostras de coluna) .....	49
3.4 - Sistema XVII (amostras de efluente) .....	63
3.5 - Sistema XVII (amostras de coluna) .....	67
3.6 - Resultados da determinação das formas de fósforo .....	69
4.0 - DISCUSSÃO .....	76
5.0 - CONCLUSÕES .....	82
ANEXO 1 .....	84
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	92

## FIGURAS

	página
REVISÃO DE LITERATURA	
Figura 1.1 - Relação mutualística entre algas e bactérias ....	13
Figura 1.2 - Balanço de massa de fósforo total em lagoas de estabilização .....	20
Figura 1.3 - Transformações cíclicas das formas de fósforo em lagoas de estabilização .....	20
MATERIAIS E METODOS	
Figura 2.1 - Planta de situação dos sistemas experimentais ...	23
Figura 2.2 - Planta baixa da casa de bombas .....	24
Figura 2.3 - Detalhe do tanque de nível constante .....	25
Figura 2.4 - Fluxo de alimentação dos sistemas experimentais .	27
Figura 2.5 - Caixa de distribuição tipo .....	28
Figura 2.6 - Detalhe dos dispositivos de entrada e saída das lagoas .....	31
Figura 2.7 - Planta baixa e corte longitudinal das lagoas do Sistema XVII .....	32
Figura 2.8 - Detalhe do amostrador de coluna .....	35
Figura 2.9 - Esquema do amostrador automático .....	37
Figura 2.10 - Roteiro para determinação das formas de fósforo .....	40
APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	
Figura 3.1 - Distribuição dos dados de fósforo total do esgo- to bruto, no papel de probabilidade, para verifi- cação da distribuição normal .....	46

- Figura 3.2 - Variação das concentrações médias de fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila "a", em função do tempo de detenção hidráulica, nas lagoas facultativas secundárias (amostras de coluna) no período de novembro/91 a outubro/92 ..... 62
- Figura 3.3 - Variação das concentrações médias de fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila "a", em função do tempo de detenção hidráulica, nas lagoas de maturação secundárias (amostras de coluna) no período de novembro/91 a outubro/92 ..... 62
- Figura 3.4 - Variação das concentrações médias de oxigênio dissolvido, pH, clorofila "a", fósforo total e ortofosfato solúvel, ao longo da série (Sistema XVII), para amostras de efluente e coluna, no período de janeiro a outubro/92 ..... 75



## TABELAS

	página
REVISÃO DE LITERATURA	
Tabela 1.1 - Concentrações de fósforo nos esgotos municipais de algumas cidades do mundo .....	2
MATERIAIS E METODOS	
Tabela 2.1 - Características físicas dos sistemas experimentais .....	41
Tabela 2.2 - Características operacionais dos sistemas experimentais .....	42
APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	
Tabela 3.1 - Caracterização do esgoto bruto com base em valores médios de amostras compostas diárias (novembro/91 a outubro/92).....	45
Tabela 3.2 - Cargas orgânicas reais verificadas nas lagoas dos sistemas experimentais durante a monitoração de rotina .....	48
Tabela 3.3 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina do Sistema XVI, baseado em amostras de coluna (novembro/91 a outubro/92) .....	59
Tabela 3.4 - Concentrações de clorofila "a", em amostras de efluente, nas séries de lagoas estudadas na EXTRABES entre 1977 e 1987 .....	60
Tabela 3.5 - Faixas de remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel em séries de lagoas monitoradas pela	

EXTRABES entre 1977 e 1992 .....	61
Tabela 3.6 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina do Sistema XVII, baseado em amostras de efluente (janeiro a outubro/92) .....	72
Tabela 3.7 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina do Sistema XVII, baseado em amostras de coluna (janeiro a outubro/92) .....	73
Tabela 3.8 - Valores médios das formas de fósforo analisadas nos sistemas experimentais durante o período de maio a outubro de 1992 .....	74
ANEXO 1	
Tabelas 1 a 7 - Tabelas referentes ao tratamento estatístico dos dados analisados durante a monitoração de rotina dos sistemas experimentais .....	84



## RESUMO

Este trabalho teve como objetivo o estudo do comportamento de formas de fósforo em dois sistemas de lagoas de estabilização em série (Sistemas XVI e XVII), em escala piloto, tratando esgoto doméstico. Os sistemas experimentais estavam localizados no bairro da Catingueira, nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Campina Grande (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" O, 550m acima do nível do mar, estado da Paraíba, nordeste do Brasil).

O Sistema XVI era constituído por duas lagoas anaeróbias paralelas (A9 e A10), cinco lagoas denominadas facultativas secundárias, paralelas, com geometrias diferentes (F21 a F25), uma lagoa denominada de maturação primária (M15), cinco lagoas paralelas, denominadas de maturação secundárias, com geometrias diferentes (M16 a M20) e quatro lagoas paralelas denominadas de maturação terciárias (M21 a M24). O Sistema XVII era constituído por uma lagoa anaeróbia (A11) seguida de uma lagoa denominada facultativa secundária (F26) e oito lagoas denominadas de maturação (M25 a M32).

O Sistema XVI foi analisado no período de novembro de 1991 a outubro de 1992, baseado em amostras de coluna. O Sistema XVII foi analisado durante o período de janeiro a outubro de 1992, com base em amostras de efluente e coluna. Os parâmetros analisados nas amostras das lagoas e no esgoto bruto afluente durante a monitoração de rotina foram a temperatura, pH, oxigênio

dissolvido, DBO<sub>5</sub>, clorofila "a", fósforo total e ortofosfato solúvel. No período compreendido entre maio e outubro de 1992 também foram determinadas todas as frações de fósforo presentes nas amostras das lagoas dos dois sistemas experimentais.

No Sistema XVI foram observadas remoções de fósforo total e ortofosfato solúvel de até 54 e 63%, respectivamente. Esse desempenho pode ser atribuído ao predomínio de elevados valores de pH e biomassa de algas, que favoreceram os mecanismos da precipitação química e assimilação biológica respectivamente. No sistema XVII, a eficiência de remoção de fósforo total foi de 41%, quando analisado com amostras de efluente e, 31% quando com amostras de coluna. Nesse sistema, tanto nas amostras de efluente como nas de coluna, foram verificados aumentos nas concentrações de ortofosfato solúvel, em relação ao esgoto bruto. Esses aumentos atestam a inibição dos mecanismos da precipitação química e assimilação biológica ocasionados respectivamente pelos baixos valores de pH e biomassa de algas.

## ABSTRACT

The behaviour of phosphorus species were investigated in two pilot-scale experimental pond systems (Systems XVI and XVII) treating domestic sewage from Campina Grande, Paraíba, northeast Brazil (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" W, 550 m above m.s.l.).

System XVI comprised two anaerobic ponds, followed by five secondary facultative ponds, one primary maturation pond, five secondary maturation ponds and four tertiary maturation ponds. These ponds having different depths and hydraulic retention times were arranged to form series of different configurations. System XVII was a long series of 1.5 m deep ponds being the anaerobic, fed with raw sewage, followed by a secondary facultative pond and eight maturation ponds.

System XVI was investigated between November 1991 and October 1992 and System XVII between January and October 1992. Monitoring was based on water column samples (System XVI) and on both grab and water column samples (System XVII). Pond samples (column and effluent) and raw sewage daily composite samples were analysed for the following parameters: Total Phosphorus, Soluble Orthophosphate, pH, Dissolved Oxygen, Biochemical Oxygen Demand, Chlorophyll a, and Temperature.

Results showed that the series in System XVI were more efficient in phosphorus removal than the long series (System XVII). The higher percentage removals for total phosphorus and

soluble orthophosphate in System XVI were respectively 54 and 63%. Such a performance was attributed to the relatively high pH values and also the presence of algae biomass particularly in maturation ponds. Total phosphorus removal in System XVII was 41% and soluble orthophosphate was not removed throughout the long series as a consequence of the low levels of both pH and algae biomass.

## 1.0 - REVISÃO DE LITERATURA

### 1.1 - Considerações sobre a presença de fósforo em águas residuárias domésticas e suas consequências.

O fósforo está presente em águas residuárias principalmente como fosfatos. Estes, são classificados em ortofosfatos, fosfatos condensados e fosfatos organicamente combinados (Sawyer e McCarty, 1978; Metcalf e Eddy, 1985; APHA, 1989).

A grande maioria do fósforo que chega às estações de tratamento municipais é oriunda de esgotos domésticos. Nesses, o fósforo tem origem principalmente nos resíduos de comida, dejetos humanos e detergentes. A quantidade e qualidade da água de abastecimento e, os hábitos da população local, principalmente em relação ao uso de detergentes sintéticos, são fatores que possuem grande influência na concentração de fósforo nos esgotos domésticos. Segundo Owens e Wood (1967), Lund (1979), Goldman e Horne (1983) e WPCF (1983), os fosfatos contidos nos detergentes contribuem com cerca da metade do fósforo presente no esgoto doméstico. Doemel e Brooks (1975) verificaram que a utilização de detergentes não fosforados provocaram uma diminuição de 57% na concentração de fósforo no esgoto de um hotel, nos Estados Unidos. A Tabela 1.1 apresenta concentrações de fósforo no esgoto doméstico bruto de algumas cidades do mundo.

Tabela 1.1 - Concentrações de fósforo nos esgotos municipais de algumas cidades do mundo.

LOCAL	Fósforo Total (mgP/l)	Ortofosfato Solúvel (mgP/l)	REFERENCIA
<b>Brasil:</b>			
C. Grande-Pb	6,8	3,4	Silva (1982)
Guarabira-Pb	6,5	3,0	Florentino (1992)
Cuiabá-MT	7,3	-	Shimada et al. (1987)
<b>EUA:</b>			
Indianápolis	6,5	3,7	Doemel e Brooks (1975)
Crawfordsville	7,2	6,0	Doemel e Brooks (1975)
Lanedale	6,4	-	Tetreault et al. (1986)
Los Angeles	9,1	-	Shao et al. (1992)
Berkeley	8,5	6,5	Mamais e Jenkins (1992)
<b>India:</b>			
Calcutá	-	1,8	Shuval et al. (1985)
Delhi	-	4,5	Shuval et al. (1985)
Kampur	-	5,0	Shuval et al. (1985)
Nagpur	-	6,6	Shuval et al. (1985)
Madras	-	7,3	Shuval et al. (1985)
<b>África do Sul:</b>			
Johanesburg	-	4,4	Lotter e Pitman (1992)
<b>Israel:</b>			
Jerusalém	16,0	-	Shelef et al. (1980)
<b>Suécia:</b>			
Malmo	7,5	-	Nyberg et al. (1992)
<b>Peru:</b>			
Lima	7,7	-	CEPIS (1991)



Barnes e Bliss (1983) indicam concentrações de fósforo total em torno de 4, 8 e 15 mgP/l para esgotos classificados como fraco, médio e forte, respectivamente, com uma proporção de 1:2 entre fósforo orgânico e inorgânico. De acordo com essa classificação e analisando os dados da Tabela 1.1, pode ser concluído que a maioria das localidades referidas produz esgotos com concentrações médias de fósforo total, incluindo-se aí a cidade de Campina Grande. Destaca-se das outras, a cidade de Jerusalém em Israel, com um esgoto de concentração muito alta (16mgP/l) classificado como forte.

O impacto sobre o meio ambiente, ocasionado pela presença de fósforo em águas residuárias, varia de acordo com o destino a ser dado aos efluentes das estações de tratamento, bem como à sua concentração de fósforo. Muitos autores (Lund, 1979; Stauffer, 1986; Esteves, 1988; APHA, 1989) referem-se ao fósforo como o nutriente limitante da produtividade primária de um corpo aquático. De acordo com Sawyer e McCarty (1978) e WPCF (1983), dependendo do corpo aquático, sua concentração crítica de fósforo inorgânico para evitar o desenvolvimento de algas é 0,005 mgP/l.

A eutrofização é um processo caracterizado pelo enriquecimento, natural ou artificial, de corpos aquáticos, por nutrientes, provocando um aumento na sua produtividade primária. Logo, o sistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de decompor e consumir, comprometendo, por seus efeitos, os múltiplos usos da água. Em condições naturais, os corpos aquáticos sofrem um processo de eutrofização bastante lento, resultado do aporte de nutrientes trazidos, por exemplo, pelas

chuvas e águas de escoamento superficial. No entanto, é a eutrofização artificial a responsável por profundas modificações físico-químicas (aumento da concentração de nutrientes, alterações no pH, aumento da concentração de gases) e biológicas (alterações na diversidade e na densidade dos microrganismos) no corpo aquático (Esteves e Barbosa, 1986). As principais fontes artificiais de nutrientes são os esgotos domésticos, industriais e os resultantes de atividades agrícolas (Esteves, 1988; Sobrinho e Garcia Jr., 1992). No Brasil, são exemplos típicos de eutrofização, o Lago Paranoá (Brasília-DF), a Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte-MG), além de muitas represas no estado de São Paulo, destacando a Represa Billings (Tundisi, 1986). Estudos comprovam que cerca de 70% do fósforo que chega, anualmente, ao Lago Paranoá, origina-se de esgotos domésticos tratados (Esteves, 1988). Da Silva (1992) apresenta um amplo estudo sobre eutrofização, discutindo suas causas, efeitos e controle.

Por outro lado, a presença de nutrientes, em determinadas concentrações, se faz necessária quando os efluentes são utilizados para irrigação ou aquicultura, por exemplo. Nesse caso, o principal aspecto a ser levado em consideração é a qualidade sanitária do efluente de modo a não provocar riscos à saúde da população. Pesquisas epidemiológicas patrocinadas pela Organização Mundial de Saúde (OMS) indicam que muitas doenças podem estar relacionadas com a reutilização de efluentes e, particularmente, o esgoto não tratado (WHO, 1989). No entanto, apesar do risco, é grande o número de localidades que utilizam esgotos não tratados, principalmente onde não há abundância de

água (Pescod, 1986). Para que a utilização de efluentes ocorra de forma segura e traga os benefícios esperados, é preciso que certos padrões de qualidade sejam obedecidos. A Organização Mundial de Saúde (OMS) aconselha, para irrigação irrestrita, uma concentração de, no máximo, um ovo de nematóide por litro de efluente e menos de 1000 coliformes fecais por 100 ml (WHO, 1989). Para aquicultura, deve ser observado um número de coliformes fecais menor que 1000 por 100 ml, além da ausência de caramujos e de ovos de nematóides (WHO, 1989). Shuval et al., (1985) e WHO (1989), destacam que tais padrões de qualidade podem ser atingidos com o uso de sistemas de lagoas de estabilização. Pesquisas desenvolvidas no Nordeste do Brasil, pela EXTRABES (Silva, 1982; Soares, 1985; de Oliveira, 1990; de Oliveira et al., 1992), em sistemas de lagoas de estabilização em série, na escala-piloto, vem comprovando o alto grau de qualidade que pode ter o efluente, viabilizando sua reutilização de forma segura.

A reutilização de efluentes vem se tornando uma prática cada vez mais comum em vários países do mundo. Bouwer (1988) destaca a irrigação, como um dos melhores destinos que se pode dar aos efluentes de estações de tratamento de esgotos, pois, dependendo do tipo de cultura, não se requer água com elevada qualidade sanitária, e além disso, os efluentes contêm nutrientes que tem valor fertilizante para a cultura irrigada. Shuval et al., (1985), referem-se a Israel como o país que, relativamente, mais utiliza efluentes de estações de tratamento de esgotos, chegando, em 1982, a reutilizar 24% do esgoto produzido para irrigação e, a expectativa é que no ano 2000 algo em torno de 80%

seja reutilizado. O sistema de Al Sumra (180 ha), nos arredores de Aman, na Jordânia, pode ser citado como um exemplo notável de sistema de tratamento de esgotos, utilizando lagoas de estabilização, cujos efluentes são utilizados para irrigação (Al Salem e Lumbers, 1987). No Peru (Bartone, 1985), os efluentes da Estação Experimental de Tratamento de Esgotos de San Juan de Miraflores (20 ha de lagoas de estabilização), localizada nas proximidades de Lima, têm sido utilizados para agricultura e irrigação de parques. Alguns experimentos também têm sido desenvolvidos com aquicultura (CEPIS, 1991). Além desses países, Alemanha, EUA, Índia (WHO, 1989), e países Árabes (Pescod, 1986), vem utilizando efluentes de estações de tratamento para irrigação. Branco et al., (1985), pesquisando a reutilização de efluentes de lagoas de estabilização para irrigação e aquicultura, comprovaram a eficiência de tais métodos quer para a produção de alimentos, quer para a remoção de nutrientes.

Outra possibilidade para a reutilização de efluentes é a recarga de aquíferos (Soil Aquifer Treatment - SAT). O processo consiste em fazer o efluente percolar no solo, através de uma base de infiltração, sofrendo uma filtração até atingir o aquífero, podendo posteriormente ser coletado através de drenos ou poços. Com a adoção desse sistema é possível remover a grande maioria dos sólidos suspensos, microrganismos e fósforo presentes no efluente, além de obter significativas remoções de nitrogênio e metais pesados (Bouwer, 1988). Nos EUA (Bouwer, 1988), Reino Unido (Montgomery, 1988) e França (Bize et al., 1988) já vêm sendo desenvolvidos projetos voltados para a recarga de aquíferos

com efluentes de estações de tratamento, visando não somente a proteção ambiental, como também a possibilidade de utilização dessa água para irrigação. No projeto desenvolvido na cidade de Phoenix, nos EUA, foi atingido um grau de tratamento tão elevado que permitiu a utilização da água até para irrigação de legumes que são consumidos crus.

## 1.2 - Lagoas de estabilização.

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios com pequena profundidade, geralmente delimitados por diques de terra, nos quais as águas residuárias brutas ou os efluentes de um tratamento precedente, são tratados unicamente por processos naturais envolvendo principalmente algas e bactérias. Elas podem ser consideradas como o principal método na tentativa do homem de acelerar os processos naturais de purificação e estabilização (Ellis, 1983), podendo ser aplicadas ao tratamento de uma grande variedade de águas residuárias, em pequenas e grandes comunidades.

Entre as principais vantagens da utilização de lagoas de estabilização, Silva (1982), Arthur (1983), Mara e Pearson (1986) e, de Oliveira (1990), citam:

- a) eficiência na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos;
- b) capacidade de assimilar grandes variações de cargas orgânicas e hidráulicas;
- c) baixo custo e simplicidade na construção, operação e

manutenção.

No entanto, por atuarem através de processos naturais, lagoas de estabilização requerem longos tempos de detenção hidráulica para que possa ocorrer a estabilização biológica da matéria orgânica, resultando assim na necessidade de grandes áreas para sua implantação. Tal necessidade constitui-se na sua principal desvantagem (Arthur, 1983; Oragui et al., 1987; Silva et al., 1987). Ellis (1983), cita, ainda, como desvantagem do uso de lagoas de estabilização, a alta concentração de sólidos suspensos no efluente devida à biomassa de algas que se forma em lagoas facultativas e de maturação. No entanto, convém destacar que tais sólidos apresentam características diferentes dos sólidos de esgotos (Gloyne e Tschiler, 1981), e além disso, em uma série de lagoas convenientemente projetada, a biomassa de algas atinge sua maior concentração antes da última lagoa. Essa tendência vem sendo observada em pesquisas realizadas na EXTRABES em diferentes sistemas de lagoas de estabilização em série, em escala-piloto. (Konig, 1984; de Oliveira, 1990; Silva et al., 1992).

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

As lagoas de estabilização são classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação. Tais lagoas, podem ser

arranjadas em diferentes combinações e quantidades, formando sistemas de lagoas em série, podendo atingir assim, o grau de tratamento desejado (Mara e Pearson, 1986). Uma série de lagoas, deve, sempre que possível, ser utilizada pois, por aproximar-se de um reator de carga não dispersa apresenta uma maior eficiência hidráulica que um reator de carga totalmente dispersa, resultando assim, numa economia significativa de terreno (Mara, 1976).

### 1.2.1 - Lagoas Anaeróbias

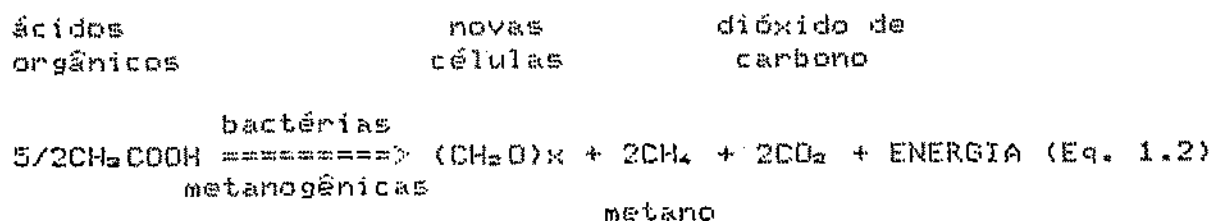
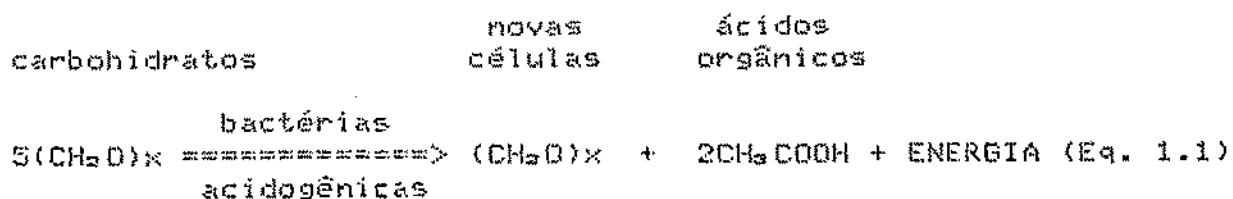
As lagoas anaeróbias são usadas principalmente como um tratamento primário para águas residuárias concentradas, com elevado teor de sólidos suspensos. De acordo com Mara e Pearson (1986), valores de DBO<sub>5</sub> e sólidos em suspensão maiores que 300 mg/l representam concentrações adequadas à obtenção de melhores resultados com a utilização de tais lagoas. A presença da lagoa anaeróbia em uma série de lagoas representa uma economia considerável de terreno, visto que, a maior parte da matéria orgânica biodegradável do afluente é removida nessa unidade.

A lagoa é mantida anaeróbia pela aplicação de uma elevada carga orgânica (100 a 400 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> dia, Mara, 1976; Arthur, 1983), impedindo, dessa forma, a produção de oxigênio fotossintético (Oswald, 1968). A biomassa de algas é muito limitada, podendo formar apenas um filme superficial, com predominância de gêneros flagelados, particularmente *Chlamydomonas* (Pearson, 1987).

Os mecanismos de remoção da matéria orgânica em lagoas

anaeróbias são a sedimentação e a digestão anaeróbia. O processo da digestão anaeróbia pode ser descrito como ocorrendo em duas fases distintas: fermentação ácida e fermentação metanogênica. Na fase de fermentação ácida, ou putrefação (Equação 1.1), compostos orgânicos hidrolizados são convertidos para ácidos orgânicos, principalmente ácido acético, por bactérias, anaeróbio-facultativas, produtoras de ácidos. Na segunda fase (Equação 1.2), bactérias metanogênicas, estritamente anaeróbias, convertem o ácido acético, resultante da primeira fase, em metano e dióxido de carbono.

A Equação 1.1 representa a conversão de carboidratos em células bacterianas, com produção de ácido acético, enquanto a Equação 1.2 representa a conversão do ácido acético em metano e dióxido de carbono, durante o crescimento das bactérias metanogênicas (Oswald, 1968).



Metcalf e Eddy (1985) destacam a necessidade de haver um completo equilíbrio entre as duas fases para que ocorra um bom



funcionamento do sistema anaeróbio. A segunda fase é limitante do processo em vista da grande sensibilidade das bactérias metanogênicas a condições ácidas, oxigênio dissolvido, metais pesados, detergentes, sulfetos e, variações de pH, alcalinidade e temperatura. Elas, além disso, crescem mais lentamente que as bactérias acidogênicas (Middlebrooks et al., 1982). Mara (1976) destaca que, para o bom funcionamento de tais lagoas, o pH deve estar próximo ao neutro e a temperatura deve ser superior a 15°C. Em regiões de clima tropical, tal limite de temperatura é normalmente superado. As pesquisas realizadas pela EXTRABES, sobre o uso dessas lagoas no tratamento de esgotos domésticos, comprovam que a alcalinidade do esgoto é suficiente para promover uma boa ação tamponadora na massa líquida, mantendo o pH próximo ao neutro (Silva, 1982; Soares, 1985; de Oliveira, 1990).

Por apresentarem características ainda indesejáveis, tais como, elevadas quantidades de matéria orgânica e microrganismos, os efluentes das lagoas anaeróbias necessitam de tratamento posterior antes da sua disposição final.

### **1.2.2 - Lagoas Facultativas**

As lagoas facultativas são classificadas em primárias, quando recebem águas residuárias brutas, e, secundárias, quando recebem efluentes de um tratamento precedente, usualmente lagoas anaeróbias. Assim como as lagoas anaeróbias, seu principal objetivo é a remoção de matéria orgânica.

Essas lagoas apresentam uma camada superficial aeróbia,

com profundidade variando de 30 a 50 cm (Pearson, 1987), onde o oxigênio é suprido pela aeração superficial e, principalmente, pela atividade fotossintética do fitoplâncton, e, uma camada inferior anaeróbia, o que permite ao longo da profundidade, a ocorrência simultânea de processos aeróbios e anaeróbios de degradação da matéria orgânica.

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

Na camada aeróbia, o tratamento biológico é baseado na relação mutualística entre algas e bactérias, ilustrada na Figura 1.1. Durante a degradação da matéria orgânica, as bactérias liberam gás carbônico e sais nutrientes, os quais serão utilizados pelas algas que, através da fotossíntese, geram novas células com liberação de oxigênio molecular para a massa líquida. Esse oxigênio será utilizado pelas bactérias aeróbias para a degradação de mais matéria orgânica, e, formação de novas células. No fundo da lagoa, ocorre a degradação anaeróbia da matéria orgânica sedimentada.

Durante o dia, importantes mudanças são verificadas na camada superficial da lagoa. A intensidade da fotossíntese sendo dependente da radiação solar, sofre variações ao longo do ciclo diário, podendo ocasionar desde elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, durante as horas iluminadas, até condições

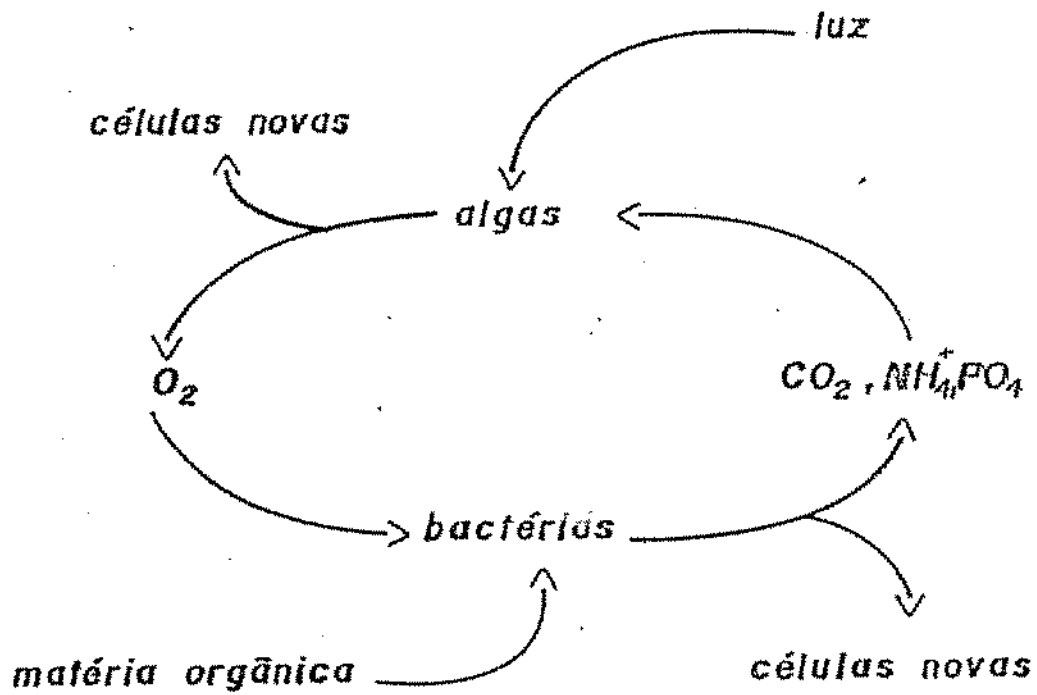


Figura 1.1 - Relação mutualística entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.

Fonte: Mara (1976).

anaeróbias, à noite, quando apenas uma camada bastante superficial pode manter-se aeróbia (Ellis, 1983; Pearson, 1987). O pH também sofre variações no ciclo diário (Pearson, 1987). Durante os períodos de intensa atividade fotossintética, as algas removem o dióxido de carbono dissolvido da massa líquida mais rapidamente do que é produzido pelas bactérias. Como consequência, os íons bicarbonato presentes na massa líquida se dissociam com a produção de íons hidroxila, elevando o pH (Equação 1.3), e liberação de dióxido de carbono para ser utilizado pelas algas.



As lagoas de estabilização estão sujeitas ao fenômeno da estratificação térmica e mistura, que, em regiões de clima tropical se verifica ao longo do ciclo diário. A radiação solar intensa, durante o dia, aquece a camada superficial da lagoa, tornando-a menos densa que a camada inferior, dificultando a mistura da massa líquida. A falta de mistura impede que as algas não móveis retornem da camada do fundo para a camada superficial e assim, em vez de realizarem a fotossíntese, elas passam a exercer uma demanda de oxigênio, tornando as camadas inferiores da lagoa mais rapidamente anaeróbias. Além disso, as algas móveis, ao se posicionarem na profundidade onde há melhor absorção da radiação solar (Ellis, 1983; Pearson, 1987), formam uma espessa camada, dificultando a passagem da luz e contribuindo, ainda mais, para o aquecimento da camada

superficial. Durante a noite, a camada superficial perde calor mais rapidamente que a camada do fundo, aumentando sua densidade e provocando a mistura da massa líquida. A estratificação térmica diminui a eficiência da lagoa pois permite o aparecimento de zonas estagnadas e uma má distribuição de algas, oxigênio dissolvido e matéria orgânica (Mara, 1976).

### 1.2.3 - Lagoas de Maturação

São projetadas para receber efluentes de outros tipos de lagoas, principalmente facultativas, ou outros tipos de tratamento, tais como, lodos ativados e filtros biológicos (Parker, 1979). A sua principal função é a redução de organismos patogênicos para os níveis desejados (Lumbers, 1979; Parker, 1979; Pearson, 1987). O tempo de detenção é o principal parâmetro de projeto, por ter influência direta na destruição de organismos patogênicos. São de baixa eficiência na remoção de matéria orgânica (Silva e Mara, 1979).

As lagoas de maturação são menos turvas que as outras lagoas, logo, a radiação solar pode penetrar até as camadas mais profundas favorecendo o desenvolvimento de algas e cianobactérias que, através da atividade fotossintética, produzirão oxigênio (de Oliveira, 1990). Suas cargas orgânicas também são menores que as aplicadas aos outros tipos de lagoas e, portanto, menos oxigênio é requerido para a degradação aeróbia da matéria orgânica.

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

estão associadas.

Konig (1984), observou que a diversidade de algas em lagoas de maturação é maior que nas lagoas facultativas, com diminuição dos gêneros flagelados e aumento dos não flagelados. Em lagoas de maturação, a atividade fotossintética do fitoplâncton supera a atividade degradadora das bactérias. Como consequência, há o predomínio de elevados valores de oxigênio dissolvido e pH (Pearson, 1987), contribuindo significativamente para a eliminação de microrganismos patogênicos (de Oliveira, 1990).

### 1.3 - Remoção de fósforo em lagoas de estabilização

Os principais mecanismos envolvidos na remoção de fósforo em lagoas de estabilização são a sedimentação, a precipitação química e a assimilação biológica.

A sedimentação do fósforo ocorre principalmente através da sedimentação do material orgânico particulado presente em cada lagoa, logo, cada uma apresenta diferentes taxas de sedimentação devido às diferenças no material particulado. A esse mecanismo, Houg e Gloyna (1984) e Silva et al. (1991) atribuem a maior parte da remoção de fósforo total em lagoas primárias.

A precipitação química do fósforo acontece principalmente através de reações do ortofosfato com íons de cálcio, magnésio, alumínio e ferro, sendo a quantidade de precipitado bastante influenciada pelo pH da massa líquida. Houg e Gloyna (1984) observaram que em lagoas anaeróbias os

precipitados são principalmente resultantes de reações de ortofosfato com íons de ferro. De acordo com Ellis (1983) o fósforo precipita principalmente como hidroxiapatita devido aos elevados valores de pH observados em lagoas facultativas e de maturação.

Os microrganismos assimilam o ortofosfato durante o seu crescimento. A morte desses microrganismos e sua subsequente sedimentação contribui para a remoção de fósforo. Além disso, Sukenik et al. (1985), verificaram a autofloculação de algas, em lagoas de maturação, tendo como agentes flocculantes substâncias fosfatadas. Esse fenômeno foi observado em uma faixa relativamente elevada de pH (8,5 a 10,0), sendo o fosfato de cálcio o principal agente flocculante.

Várias transformações cíclicas ocorrem com as formas de fósforo em lagoas de estabilização (Figuras 1.2 e 1.3) e, segundo Mara e Pearson (1986), a sua eficiência, na remoção de fósforo total, depende da quantidade que deixa a coluna líquida sedimentando no fundo da lagoa (principalmente como fósforo orgânico presente na biomassa) ou precipita, comparada à quantidade que retorna à massa líquida via mineralização e ressolubilização. Hounig e Gloyna (1984) desenvolveram modelos para as transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização. Através desses modelos eles sugeriram que, se a eficiência na remoção de DBD<sub>5</sub> fosse de 90%, o fósforo total seria removido em 45%. As principais transformações cíclicas observadas com as formas de fósforo em lagoas de estabilização podem ser resumidas da seguinte forma:

a) o fósforo orgânico associado com o material suspenso do esgoto bruto, sedimenta para a camada de lodo onde é decomposto anaerobicamente por bactérias. Hounq e Gloyna (1984) observaram diferentes taxas de sedimentação para cada tipo de lagoa, atribuindo tal fato a diferenças nas características do material particulado presente em cada uma. Eles observaram, ainda, que as lagoas anaeróbia e facultativa apresentavam grandes quantidades de fósforo nos sedimentos. No entanto, elas liberavam uma maior quantidade de fósforo para a massa líquida, atingindo valores 25 a 50 vezes maiores que os observados em lagoas de maturação, fato atribuído às condições anaeróbias do lodo;

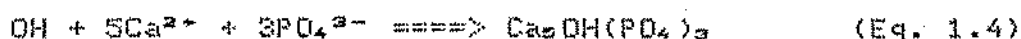
b) a fração do fósforo orgânico presente na massa líquida é mineralizada pela atividade microbiana, sendo convertida para ortofosfato;

c) o ortofosfato (forma de fósforo mais prontamente disponível para os microrganismos aquáticos) é incorporado na biomassa dos microrganismos que ao morrerem, sedimentam no fundo da lagoa, onde são degradados anaerobicamente, liberando ortofosfato;

d) o ortofosfato pode reagir com íons metálicos (particularmente alumínio e ferro) ou com o cálcio e magnésio presentes na massa líquida, formando precipitados. É conveniente destacar, no entanto, que as faixas adequadas de pH para que ocorra um melhor desempenho na precipitação de fósforo com íons



de alumínio (5 a 6,5) e ferro férrico (4,5 a 6,5) (EPA, 1976), não são comumente observados em lagoas de estabilização. O ortofosfato pode, no entanto, reagir com íons de ferro ferroso formando um precipitado chamado vivianita ( $Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$ ). O pH ótimo para que ocorra tal reação é 8,0 (EPA, 1976). A principal forma de precipitação de fósforo em lagoas de estabilização é verificada através de reações de ortofosfato com íons de cálcio, formando hidroxiapatita, nas condições de altos valores de pH (Toms *et al.*, 1975; Ellis, 1983; Somiya e Fujji, 1984; Momberg e Dellermann, 1992; Moutin *et al.*, 1992), verificados principalmente em lagoas de maturação, conforme a equação abaixo:



Moutin *et al.*, (1992) citam valores de pH acima de 8,0 para que ocorra a precipitação enquanto Toms *et al.* (1975) citam valores acima de 8,2. Já Somiya e Fujji (1984), referem-se a valores superiores a 9,0 e Momberg e Dellermann (1992) superiores a 9,5;

e) o fósforo condensado presente na massa líquida é gradualmente hidrolizado e convertido em ortofosfato, podendo alguma fração ser assimilada por microrganismos (Houng e Gloyna, 1984).

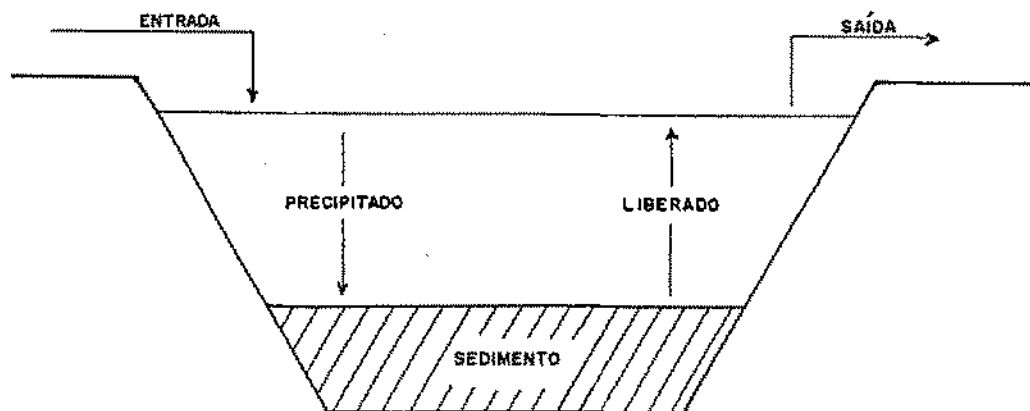


Figura 1.2 - Balanço de massa de fósforo total em lagoas de estabilização.

Fonte: Hounq e Gloyna (1984)

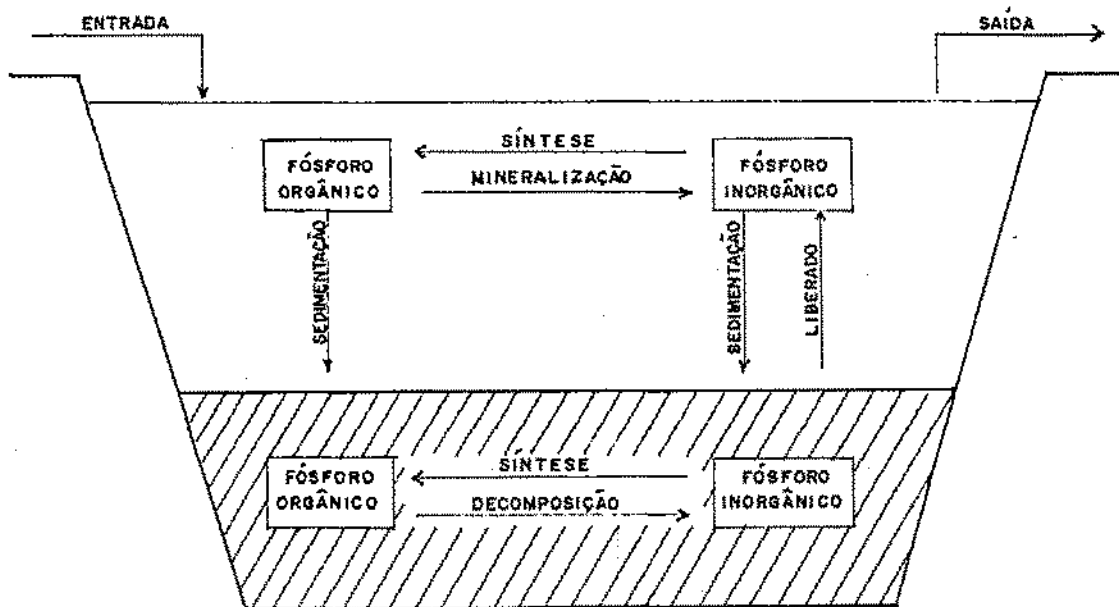


Figura 1.3 - Transformações cíclicas das formas de fósforo em lagoas de estabilização.

Fonte: Hounq e Gloyna (1984)

## 2.0 - MATERIAIS E METODOS

### 2.1 - Os sistemas experimentais

Os sistemas experimentais, em escala-piloto, eram constituídos por dois sistemas de lagoas em série (SISTEMA XVI e SISTEMA XVII), construídos com paredes verticais de alvenaria de tijolos revestida com argamassa de cimento e areia. O fundo das lagoas era feito de concreto simples. As paredes internas e o fundo das lagoas foram impermeabilizados para assegurar sua estanqueidade. Os sistemas, sob responsabilidade da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), foi instalado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (Estação da Datingueira), operada pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), distante cerca de 10 km do centro da cidade.

#### 2.1.1 - Descrição do Sistema XVI

Era constituído por duas lagoas anaeróbias paralelas (A9 e A10), cinco facultativas secundárias paralelas, de geometrias diferentes (F21 a F25), uma lagoa denominada de maturação primária (M15), cinco lagoas denominadas de maturação secundárias, paralelas, de geometrias diferentes (M16 a M20) e

quatro lagoas denominadas de maturação terciárias (M21 a M24), paralelas, sendo que a lagoa M24 era dividida por chicanas, formando um canal com 0,44 m de largura e 64 m de comprimento (ver Figura 2.1). Dessa forma, esse sistema permitia a configuração de diferentes séries de lagoas. A Tabela 2.1 apresenta as características físicas das unidades do Sistema XVI.

### 2.1.2 - Descrição do Sistema XVII

Era constituído por uma série longa de 10 lagoas, sendo, uma anaeróbia (A11) seguida de uma facultativa secundária (F26), e oito lagoas denominadas de maturação (M25 a M32) (Figura 2.1). As características físicas das lagoas do Sistema XVII são mostradas na Tabela 2.1.

### 2.2 - Alimentação dos sistemas experimentais

O esgoto bruto, para alimentação dos sistemas, era coletado do canal de acesso da Estação da Catingueira, entre a caixa de areia e a Calha Parshall. O esgoto bruto era recalcado através de um conjunto moto-bomba submersível, de 1,2 HP e 3380 rpm, da DYNAPAC Equipamentos Industriais LTDA - São Paulo, por uma tubulação de PVC, junta soldável, de 60 mm de diâmetro e aproximadamente 60 metros de comprimento (Figura 2.1), para um tanque de nível constante, situado no interior da casa de bombas (Figuras 2.2 e 2.3).

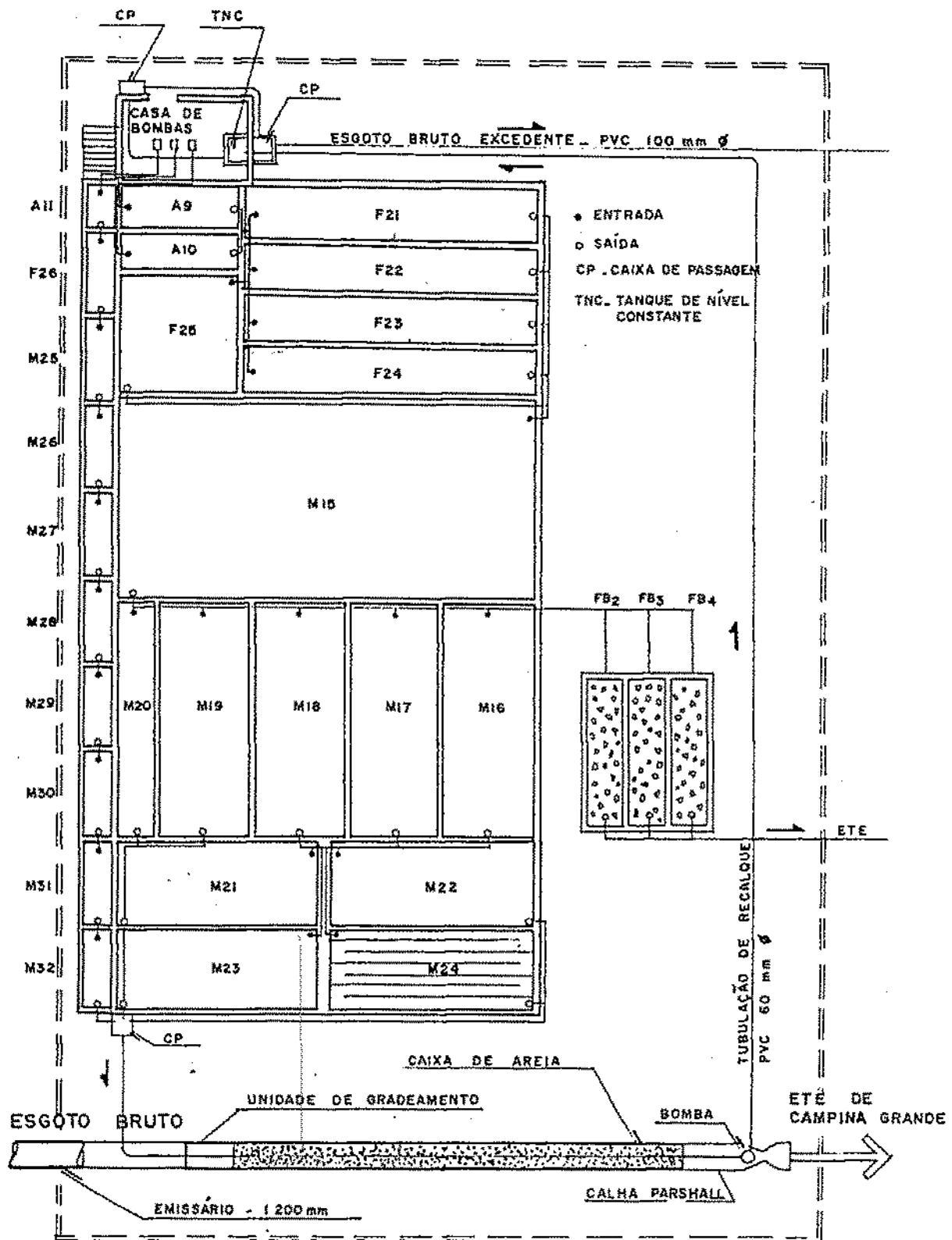


Figura 2.1 - Planta de situação dos sistemas experimentais.

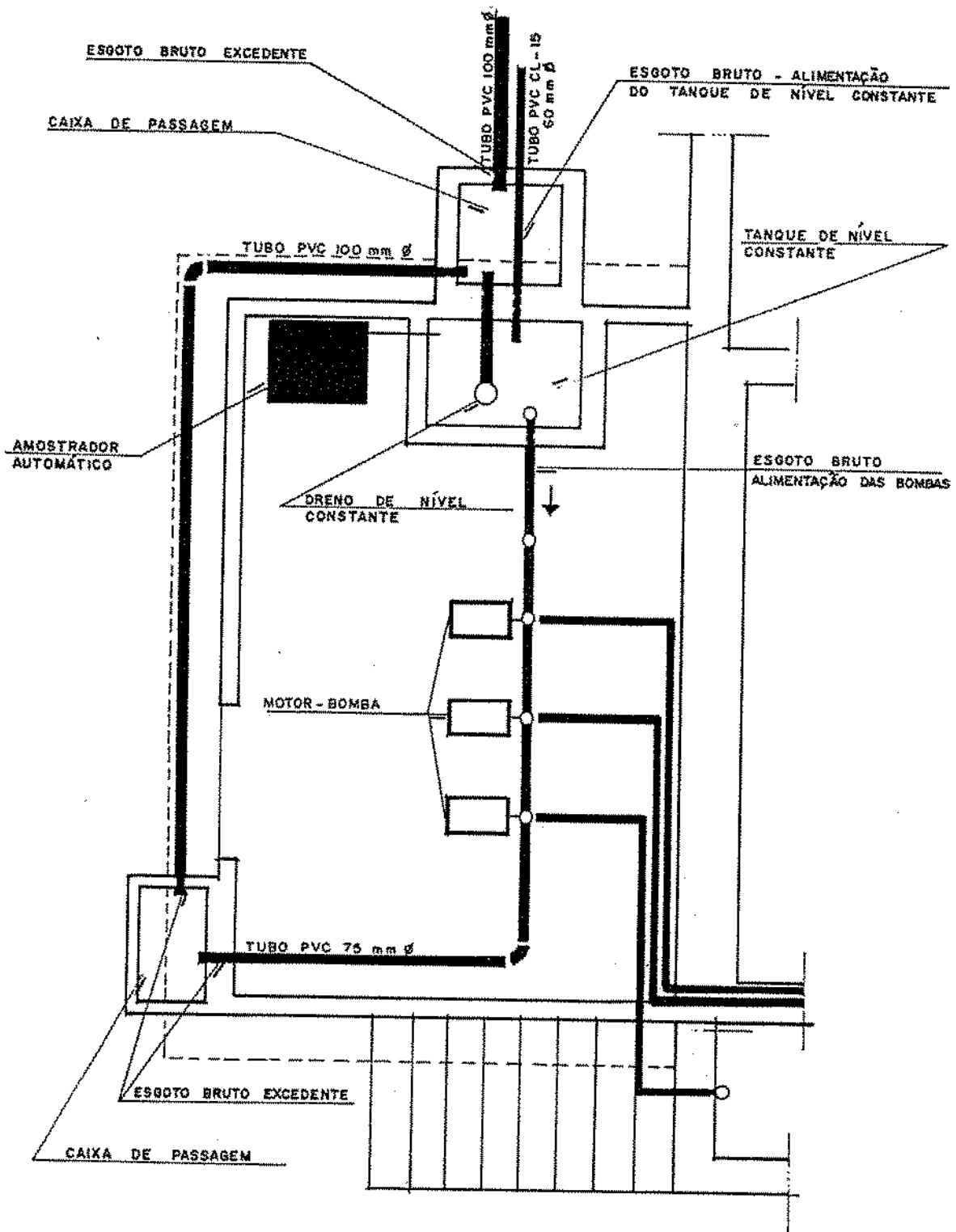


Figura 2.2 - Planta baixa da casa de bombas.

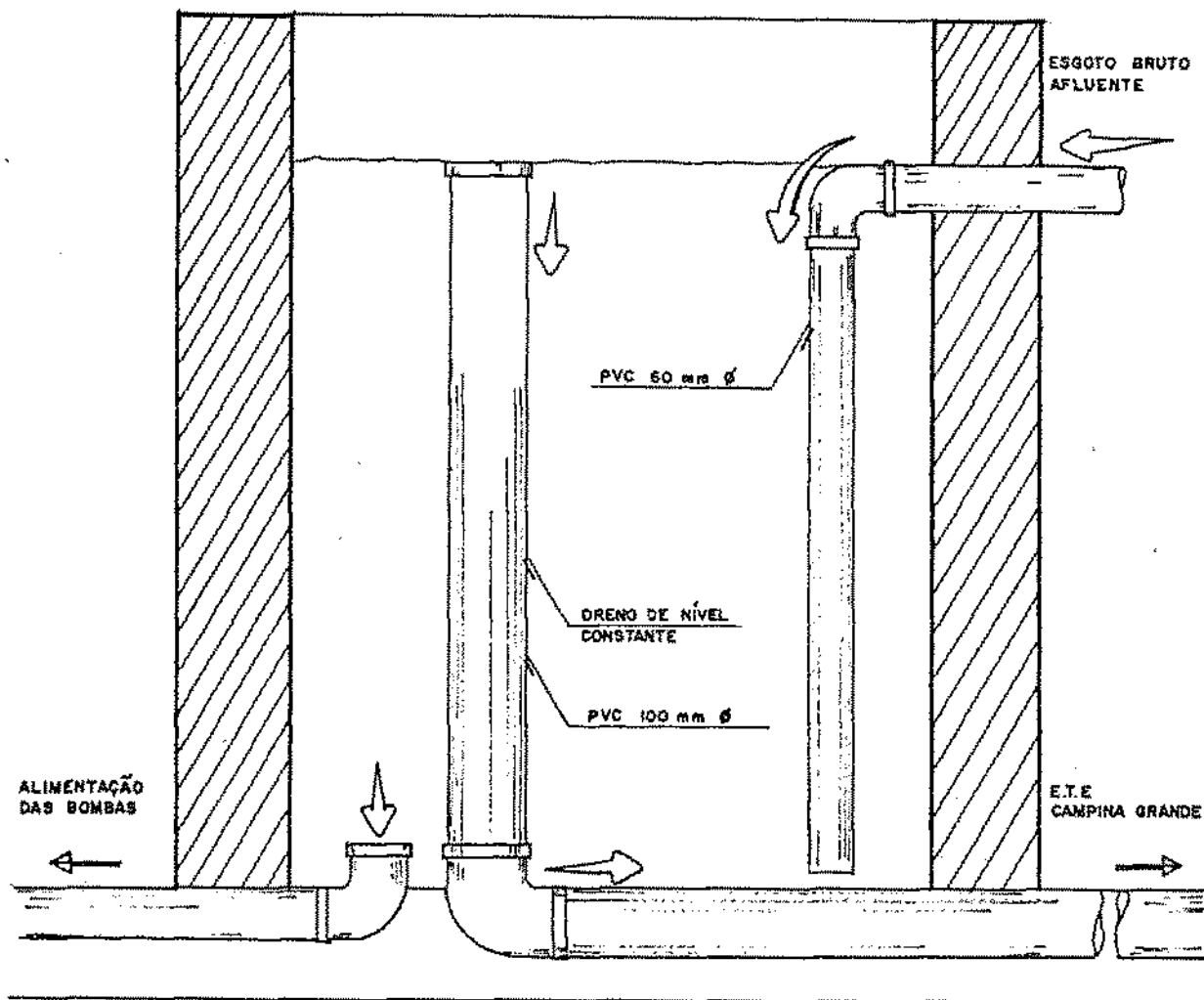


Figura 2.3 - Detalhe do tanque de nível constante.

### 2.2.1 - Alimentação do Sistema XVI

A partir do tanque de nível constante, duas bombas NETZSCH (modelo NE30A, Pomerode, Santa Catarina) bombeavam o esgoto bruto para as duas lagoas anaeróbias do sistema, através de tubulações de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro. Cada bomba alimentava respectivamente uma lagoa anaeróbia com vazão de 20 m<sup>3</sup>/d. A cada 15 dias as vazões eram aferidas e corrigidas, não tendo sido observadas variações acima de 2% em relação à vazão de projeto. A Tabela 2.2 apresenta as características operacionais do sistema, devendo ser ressaltado que as cargas orgânicas foram calculadas com base na DBO<sub>5</sub> de 250 mg/l (de Oliveira, 1990).

A alimentação das lagoas seguintes era feita por gravidade. A Figura 2.4 mostra, esquematicamente, um diagrama de fluxo de alimentação das lagoas dos sistemas experimentais. Os efluentes das lagoas anaeróbias eram coletados por tubulações de PVC rígido, de 75 mm de diâmetro, reunidos e despejados em uma caixa de distribuição\* (CD-1) provida de cinco compartimentos de descarga. Cada compartimento de descarga alimentava uma lagoa facultativa através de uma tubulação de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro. Os efluentes das lagoas facultativas eram coletados por tubulações de PVC rígido, de 75 mm de diâmetro, e alimentavam

-----  
\* - Cada caixa de distribuição era constituída por um compartimento de reunião e distribuição, e compartimentos de descarga. Todos os compartimentos de descarga eram alimentados pelo compartimento de reunião e distribuição, com a mesma vazão, por meio de vertedores triangulares idênticos. Dessa forma, cada compartimento de descarga, alimentava uma lagoa, com vazão igual às outras. A Figura 2.5 mostra esquematicamente uma caixa de distribuição tipo.



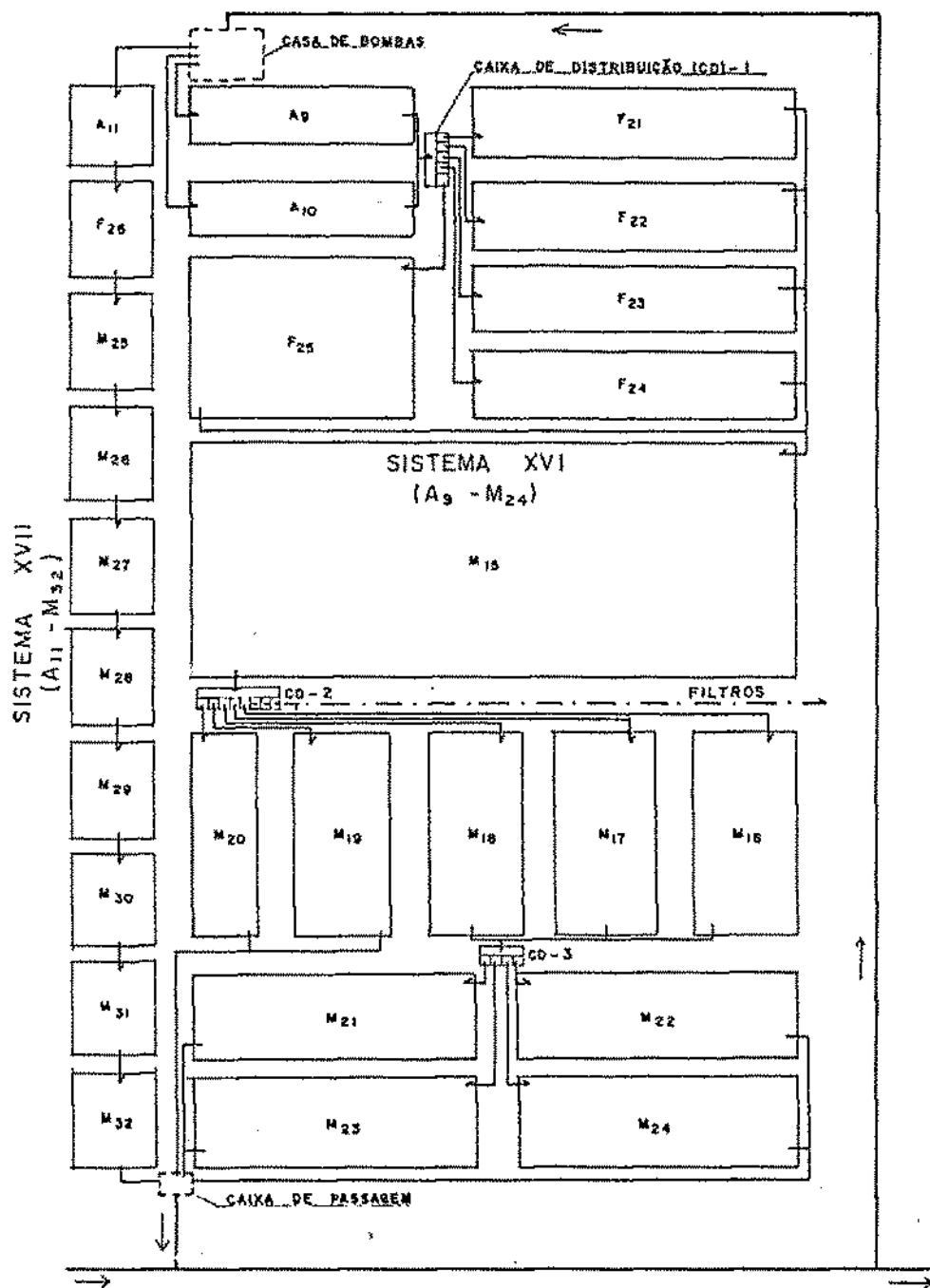


Figura 2.4 - Fluxo de alimentação dos sistemas experimentais.

# VISTA SUPERIOR

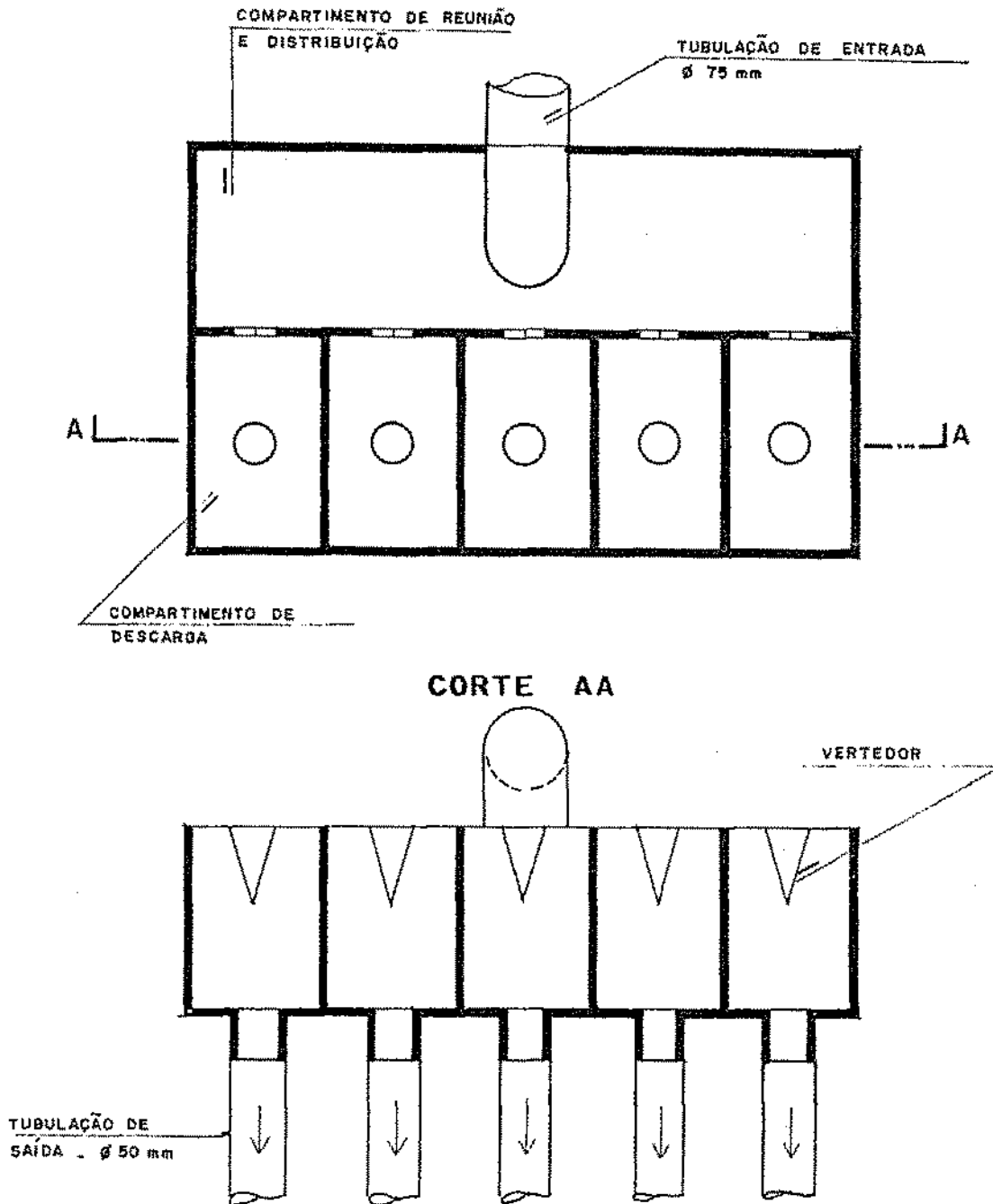


Figura 2.5 - Caixa de distribuição tipo.

a lagoa de maturação primária (M15). O efluente da lagoa de maturação primária (M15) era conduzido por meio de uma tubulação de PVC rígido, de 75 mm de diâmetro, para uma caixa de distribuição (CD-2) provida de oito compartimentos de descarga, sendo que cinco eram destinados à alimentação das cinco lagoas de maturação secundárias (M16 a M20) e os outros alimentavam três filtros biológicos. A alimentação de cada lagoa era feita através de uma tubulação de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro. Uma tubulação de PVC rígido, de 75 mm de diâmetro reunia os efluentes das lagoas de maturação secundárias M16, M17 e M18, conduzindo-os a uma caixa de distribuição provida de quatro compartimentos de descarga (CD-3). Cada compartimento de descarga alimentava uma lagoa de maturação terciária através de uma tubulação de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro. Os efluentes das lagoas de maturação secundárias M19 e M20, assim como os efluentes das lagoas de maturação terciárias (M21 a M24), eram coletados por tubulações de PVC rígido, de 75 mm de diâmetro, e descarregados em uma caixa de passagem. A partir dessa caixa os efluentes eram conduzidos à entrada da ETE (Estação de Catingueira), logo após a tubulação de chegada (emissário do sistema de esgotos), e, antes da unidade de gradeamento (Figura 2.1).

Para impedir a saída de materiais flutuantes da superfície da massa líquida, junto com os efluentes das lagoas, foram instalados retentores de espuma, constituídos por seções de tubos de PVC de 200 mm de diâmetro e 200 mm de altura, circundando as tubulações de saída (Figura 2.6).

### 2.2.2 - Alimentação do Sistema XVII

A partir do tanque de nível constante, uma bomba peristáltica de eixo horizontal e velocidade variável (modelo HRSV WATSON - MARLOW, Falmouth, Cornwall, England), bombeava o esgoto bruto para a lagoa anaeróbia (A11) do sistema, através de uma tubulação de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro, com uma vazão de 3,24 m<sup>3</sup>/d. A vazão foi monitorada a cada 15 dias, aferida e corrigida, não tendo sido observadas variações acima de 2% em relação à vazão de projeto. A Tabela 2.2 apresenta as características operacionais do Sistema XVII. A carga orgânica aplicada à lagoa anaeróbia A11 foi calculada com base na DBO<sub>5</sub> de 250 mg/l (de Oliveira, 1990).

A alimentação de cada lagoa posterior à anaeróbia, era feita, por gravidade, com o efluente da lagoa precedente (Figura 2.7). O efluente da lagoa M32 era descarregado na mesma caixa de passagem utilizada para receber os efluentes finais do Sistema XVI.

Em cada lagoa, a saída de materiais flutuantes da superfície junto com os efluentes, era impedida pela utilização de um retentor de espuma do tipo já descrito no Item 2.2.1.

Os dispositivos de entrada e saída assim como as intercomunicações entre as lagoas, eram constituídos por tubos e conexões de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro (Figura 2.6).

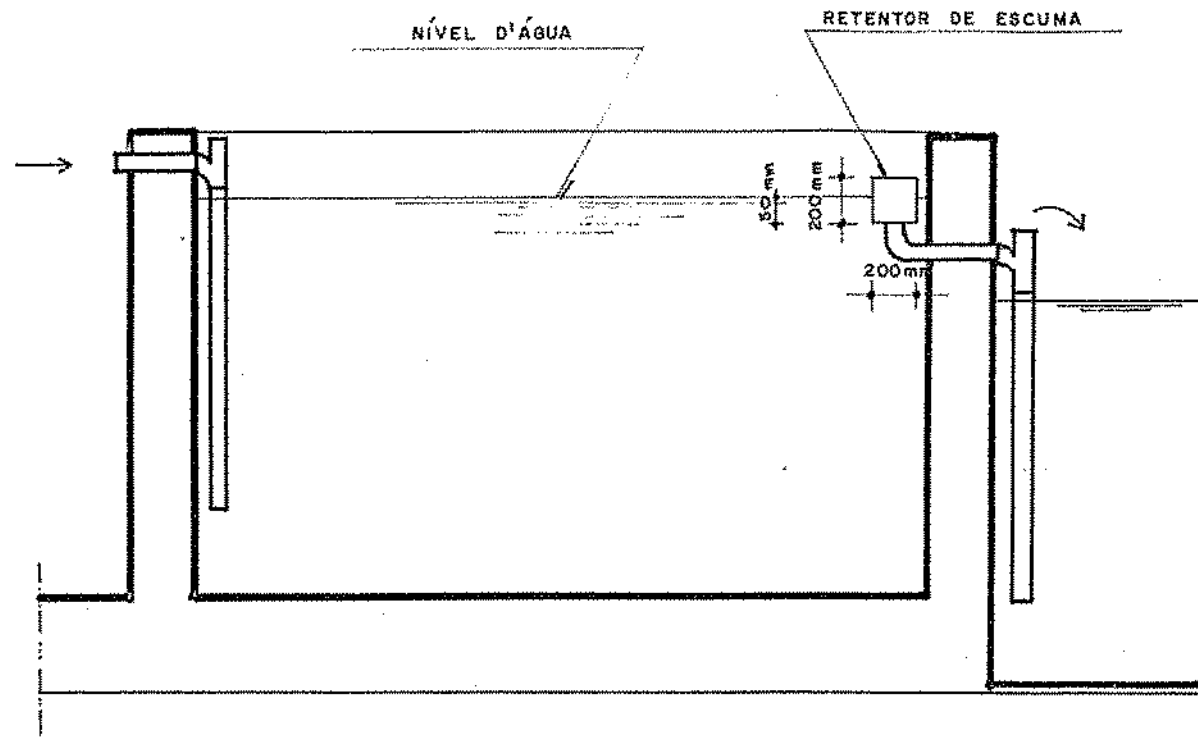


Figura 2.6 - Detalhe dos dispositivos de entrada e saída das lagoas.

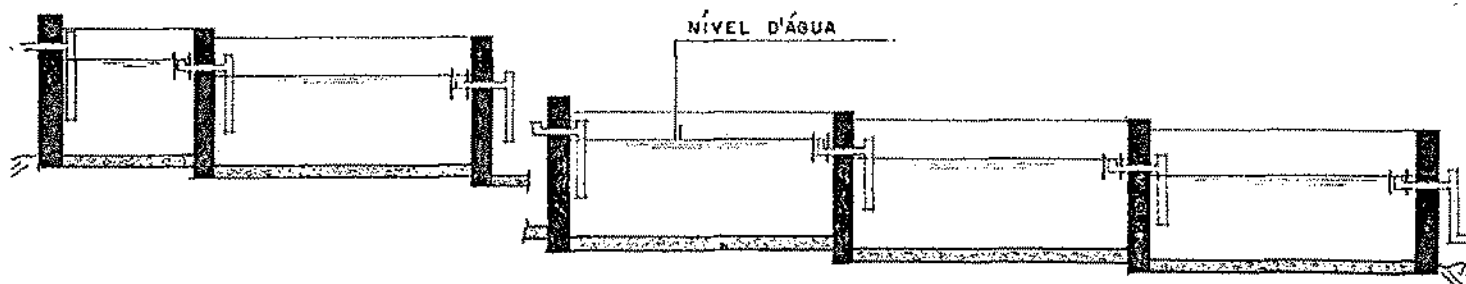
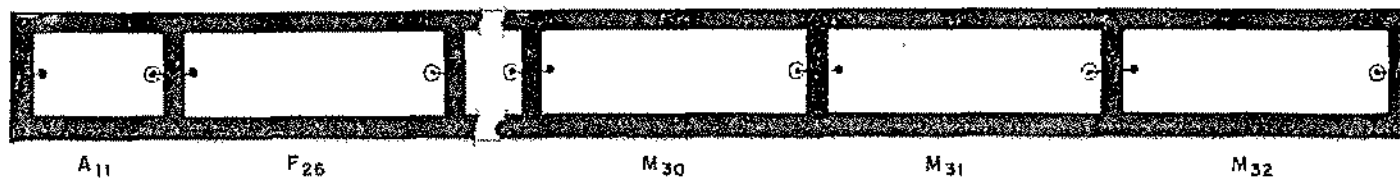


Figura 2.7: - Planta baixa e corte longitudinal das lagoas do Sistema XVII.

## 2.3 - Monitoração dos sistemas experimentais

### 2.3.1 - Monitoração do Sistema XVI

O Sistema XVI entrou em operação em outubro de 1991, tendo sido estabelecido a partir de 29/10/91, uma monitoração de rotina com base na análise de amostras da coluna líquida das lagoas, coletadas às 8 horas da manhã, assim como de uma amostra composta de esgoto bruto, uma vez por semana. Além dessas amostras, eram preparadas no laboratório, amostras compostas das lagoas anaeróbicas (A9-10), das lagoas facultativas F21 a F25 (F21-25) e das lagoas de maturação M16, M17 e M18 (M16-18). Tais amostras eram preparadas misturando-se volumes iguais de amostras de coluna de cada lagoa que constituía a amostra composta e eram analisadas para caracterização dos afluentes das lagoas facultativas secundárias (F21 a F25), da lagoa de maturação primária (M15) e das lagoas de maturação terciárias (M21 a M24), respectivamente.

### 2.3.2 - Monitoração do Sistema XVII

O Sistema XVII entrou em operação em julho de 1991 e, a partir de 15/08/91, foi estabelecido uma monitoração de rotina baseado na análise de amostras pontuais do esgoto bruto afluente e dos efluentes das lagoas, coletadas às 8 horas da manhã, assim como uma amostra composta de esgoto bruto, duas vezes por semana. Tal monitoramento foi seguido até 19/12/91, já tendo os

resultados desse período sido estudados quanto à remoção de matéria orgânica e coliformes fecais (da Costa, 1992) e de fósforo (da Silva, 1992). Após esse período, o sistema passou a ser analisado uma vez por semana com amostras de efluente e coluna coletadas quinzenalmente.

### **2.3.3 - Coleta de amostras de coluna e efluentes das lagoas**

Para a coleta das amostras da coluna líquida, foi utilizado um amostrador de coluna (Figura 2.8), constituído por tubos de acrílico que podiam ser encaixados de modo a adequar o tamanho do amostrador às profundidades das lagoas. O amostrador era introduzido aberto na massa líquida, junto à região do efluente até a profundidade adequada, evitando a camada de lodo. Após introduzido, o amostrador era fechado, retirado da massa líquida, e o volume coletado era despejado em um balde. Essa operação era repetida até que cerca de 10 litros de amostra fossem coletados. Para as amostras do efluente de cada lagoa da série longa, foi utilizado um sifão, constituído por uma mangueira de silicone, introduzido a 5 cm de profundidade dentro do retentor de espuma, próximo ao tubo de saída do efluente.

### **2.3.4 - Amostra composta do esgoto bruto**

A amostra composta de esgoto bruto era obtida pela mistura de subamostras da água residuária bruta, coletadas ao longo do ciclo diário com a utilização de um amostrador



automático Auto-Sampler, modelo SM008/24A da SWEYNES INDUSTRIAL ESTATE, Sirco Control LTD (Figura 2.9). A cada hora, 500 ml de esgoto bruto eram coletados do tanque de nível constante durante o ciclo de 24 horas, encerrado às 8 horas da manhã do dia de coleta. As amostras ficavam em recipientes plásticos, dispostos em círculo, na bandeja do amostrador, e , mantidas em um compartimento refrigerador do equipamento a uma temperatura de 5°C. Ao final do ciclo, as subamostras eram reunidas e homogeneizadas, e cerca de 5 litros da amostra composta eram levados ao laboratório para a determinação dos diversos parâmetros analíticos.

#### 2.4 - Parâmetros analisados

Durante a monitoração de rotina dos sistemas experimentais, foram analisados os parâmetros DBQ<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio), Oxigênio Dissolvido, Temperatura, pH, Clorofila "a", Ortofosfato Solúvel e Fósforo Total. Dentro desse período, a partir de maio até outubro de 1992, alternados semanalmente, cada sistema era também analisado para a determinação de todas as frações de fósforo (Fósforo total, Fósforo total solúvel, Fósforo total particulado, Ortofosfato total, Ortofosfato solúvel, Ortofosfato particulado, Fósforo hidrolizável total, Fósforo hidrolizável solúvel, Fósforo hidrolizável particulado, Fósforo orgânico total, Fósforo orgânico solúvel e Fósforo orgânico particulado).

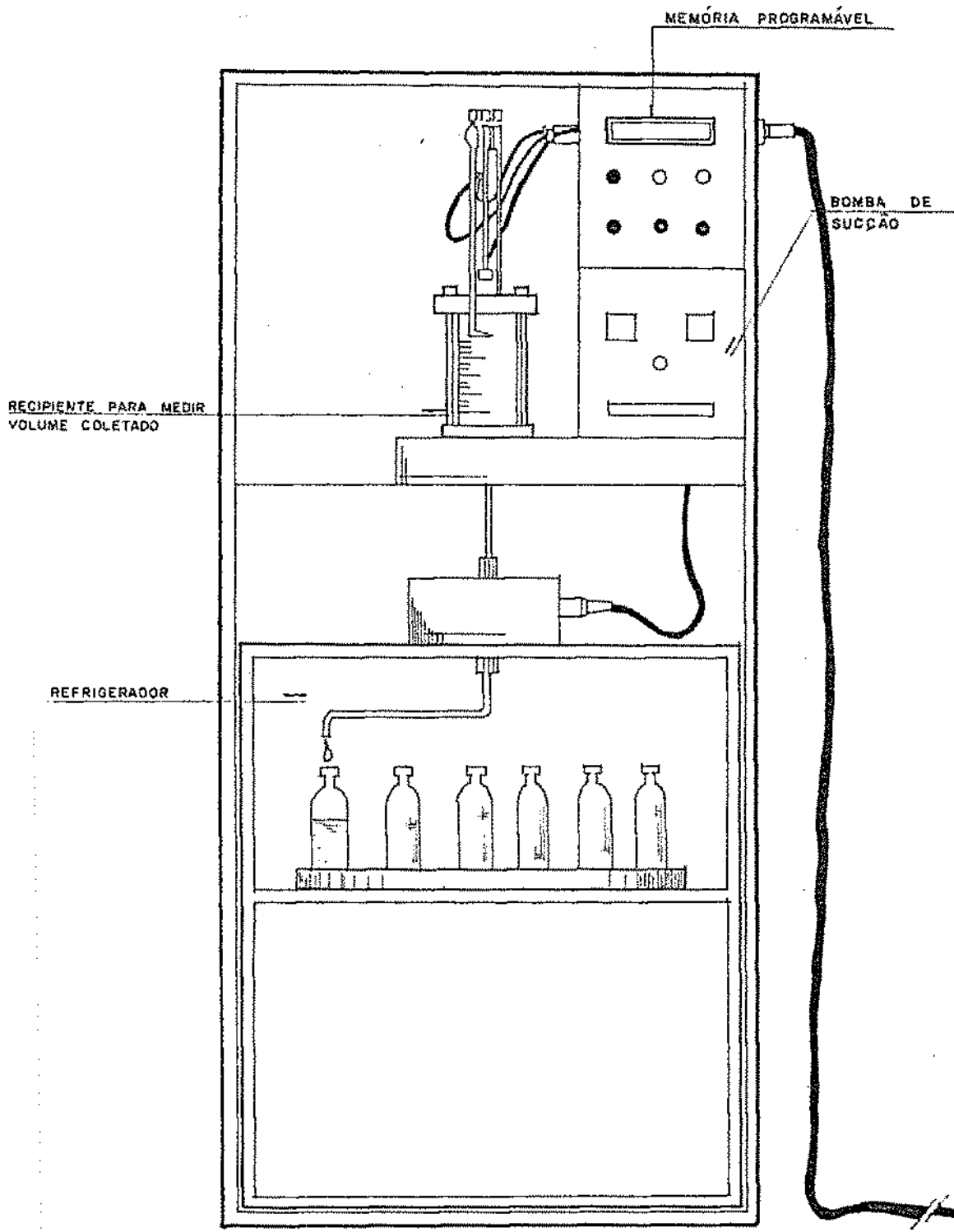


Figura 2. 9 - Esquema do amostrador automático.

#### 2.4.1 - Procedimentos analíticos

Todos os parâmetros foram analisados seguindo as recomendações descritas em APHA (1989), exceto clorofila "a" que foi determinada segundo Jones (1979).

A DBD<sub>2</sub> foi determinada pelo método dos frascos padrões de DBD. As medidas de oxigênio dissolvido foram determinadas em amostras coletadas exclusivamente para este fim, através do método eletrométrico, com a utilização de um eletrodo YSI 5720 de membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor YSI, modelo 54A. A temperatura foi determinada durante a coleta das amostras utilizando-se um termômetro de filamento de mercúrio. Para as medidas de pH, foi adotado o método potenciométrico, usando um medidor de pH modelo FVE Unicam, PW 9418, provido de eletrodo para pH, modelo Ingold 401E07. A clorofila "a" foi determinada segundo a técnica descrita por Jones (1979) de extração, a quente, com metanol 90%. As leituras de absorvância, a 665 e 750 nm, foram efetuadas no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K.

##### 2.4.1.1 - Determinação das formas de fósforo

As análises para determinação das formas de fósforo englobam dois procedimentos gerais: conversão da forma de fósforo a analisar para ortofosfato e, determinação colorimétrica do ortofosfato. Todas as formas de fósforo podem ser encontradas nas formas solúvel e particulada. O fósforo total de cada forma é a soma das frações solúvel e particulada. As

análises são efetuadas em amostras brutas e filtradas, sendo as frações particuladas determinadas por diferença. O método colorimétrico utilizado em todas as análises foi o do ácido ascórbico. Para a determinação das formas solúveis a amostra bruta foi previamente filtrada em papel de fibra de vidro (Whatman GF/C). As leituras de absorbância, a 880 nm, foram efetuadas no espectrofotômetro LKB 4053 ULTRASPED K. O ortofosfato foi determinado por colorimetria direta. O fósforo hidrolizável foi convertido para ortofosfato com a utilização de uma hidrólise ácida preliminar com ácido sulfúrico sendo posteriormente feita a colorimetria e determinado o fósforo inorgânico. A concentração do fósforo hidrolizável era obtida pela diferença entre as concentrações do fósforo inorgânico e ortofosfato. Para determinação do fósforo total as amostras foram previamente digeridas pelo método do persulfato de amônio seguido pela colorimetria. O fósforo orgânico foi obtido por diferença entre as concentrações de fósforo total e fósforo inorgânico (ortofosfato + fósforo hidrolizável). A Figura 2.10 apresenta um roteiro simplificado para as análises e quantificação de todas as formas de fósforo.

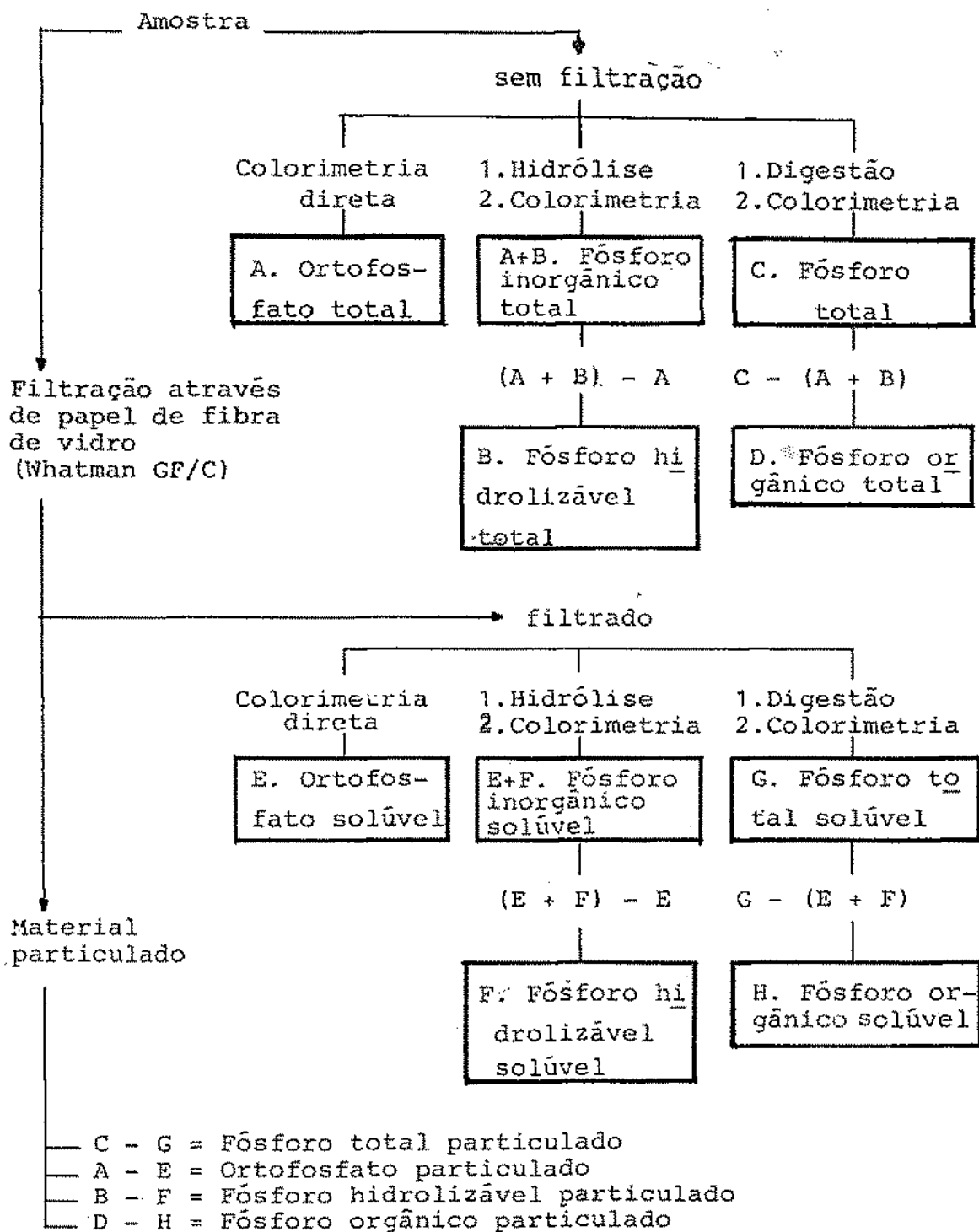


Figura 2.10 - Roteiro para determinação das formas de fósforo

Tabela 2.1 - Características físicas dos sistemas experimentais.

LAGOA	Dimensões (m)			Área (m <sup>2</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )
	comprimento	largura	profundidade		
A9	4,90	1,65	2,50	8,09	20,21
A10	4,90	1,65	2,50	8,09	20,21
F21	12,00	2,00	1,00	24,00	24,00
S F22	12,00	2,00	1,33	24,00	31,92
I F23	12,00	2,00	1,67	24,00	40,08
S F24	12,00	2,00	2,00	24,00	48,00
T F25	4,90	4,90	2,00	24,00	48,00
E M15	17,35	8,80	1,00	152,68	152,68
M M16	10,40	3,75	0,90	39,00	35,10
A M17	10,40	3,75	0,64	39,00	24,96
M18	10,40	3,75	0,39	39,00	15,21
X M19	10,40	3,75	0,39	39,00	15,21
V M20	10,40	1,30	0,39	13,52	5,27
I M21	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76
M22	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76
M23	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76
M24	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76
S					
I A11	1,20	1,20	1,50	2,16	3,24
S F26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
T M25	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
E M26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M M27	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
A M28	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M29	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
X M30	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
V M31	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
I M32	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
I					

Tabela 2.2 - Características operacionais dos sistemas experimentais.

LAGOA	Vazão (m <sup>3</sup> /d)	Tempo de Detenção Hidráulica (d)	Carga Orgânica	
			Volumétrica - Superficial (g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> -d)	(kg DBO <sub>5</sub> /ha.d)
A9	20,00	1,0	247	6180
A10	20,00	1,0	247	6180
S F21	8,00	3,0		
I F22	8,00	4,0		
S F23	8,00	5,0		
T F24	8,00	6,0		
E F25	8,00	6,0		
M M15	40,00	3,5		
A M16	5,00	7,0		
M17	5,00	5,0		
M18	5,00	3,0		
X M19	5,00	3,0		
V M20	5,00	1,0		
I M21	3,75	5,0		
M22	3,75	5,0		
M23	3,75	5,0		
M24	3,75	5,0		
S				
I A11	3,24	1,0	250	3750
S F26	3,24	2,0		
T M25	3,24	2,0		
E M26	3,24	2,0		
M M27	3,24	2,0		
A M28	3,24	2,0		
M29	3,24	2,0		
X M30	3,24	2,0		
V M31	3,24	2,0		
I M32	3,24	2,0		
I				

### 3.0 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Os dados de todos os parâmetros analisados durante a monitoração de rotina dos Sistemas XVI e XVII foram submetidos à verificação da distribuição normal, através do método gráfico, usando papel de probabilidade. Através desse estudo, foi possível observar que para os parâmetros fósforo total, ortofosfato solúvel, pH, oxigênio dissolvido e temperatura, a distribuição dos resultados pode ser ajustada à distribuição normal já que a percentagem acumulada de probabilidade foi relacionada linearmente aos dados brutos. Para os parâmetros DBO<sub>5</sub> e clorofila "a", a distribuição normal foi verificada para os dados brutos transformados ( $\log x$ ) pois a percentagem acumulada de probabilidade foi relacionada linearmente com o logaritmo decimal da concentração. Tais resultados estão de acordo com os observados por da Silva (1992), numa avaliação preliminar da remoção de fósforo no Sistema XVII. A Figura 3.1 ilustra a distribuição dos dados de fósforo total no esgoto bruto, através do método gráfico acima referido.

Dessa forma, a média aritmética foi calculada para os parâmetros fósforo total, ortofosfato solúvel, pH, oxigênio dissolvido e temperatura. Para os parâmetros DBO<sub>5</sub> e clorofila "a", a média geométrica foi considerada mais representativa. As medidas de dispersão consideradas foram a faixa de variação (valores mínimos e máximos), o desvio padrão amostral (s) e a



variância ( $s^2$ ). Foram também definidos os limites de confiança de 95% ( $L_i$  e  $L_s$ , limites inferior e superior respectivamente) de acordo com Spiegel (1978) e Meyer (1983). As Tabelas 1 a 7 do Anexo I apresentam os parâmetros estatísticos, número de dados amostrais ( $n$ ), média ( $\bar{X}$ ), desvio padrão ( $s$ ), variância ( $s^2$ ), faixa de variação (MIN - MAX) e limites de confiança ( $L_i$  -  $L_s$ ), respectivamente para os parâmetros fósforo total, ortofosfato solúvel, pH, oxigênio dissolvido,  $DBO_5$ , clorofila "a" e temperatura, para todas as lagoas dos Sistemas XVI e XVII, além do esgoto bruto afluyente.

### 3.1 - Caracterização do esgoto bruto afluyente

O esgoto bruto foi caracterizado com base nos resultados obtidos da análise de amostras compostas diárias. A Tabela 3.1 apresenta os valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina. O parâmetro temperatura não foi utilizado na caracterização do esgoto bruto já que as subamostras que eram coletadas para obtenção da amostra composta desse esgoto ficavam preservadas em um compartimento do amostrador onde a temperatura era 5°C.

As concentrações médias dos parâmetros fósforo total e ortofosfato solúvel, foram semelhantes às encontradas na caracterização do esgoto bruto feita por da Silva (1992) correspondendo a um esgoto fraco na classificação de Barnes e Bliss (1983). Essa característica é reforçada pelo resultado da  $DBO_5$  de 186 mg/l que também corresponde a um esgoto

fraco (Mana, 1976).

Tabela 3.1 - Caracterização do esgoto bruto com base em valores médios de amostras compostas diárias (novembro/91 a outubro/92).

PARÂMETRO	MEDIA	FAIXA DE VARIAÇÃO	
	( $\bar{X}$ )	MIN	MAX
Fósforo Total (mgP/l)	5,4	1,7	9,1
Ortofosfato Solúvel (mgP/l)	2,4	0,5	4,8
pH	7,3	6,5	7,9
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	0,2	0,0	3,9
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	186	101	389

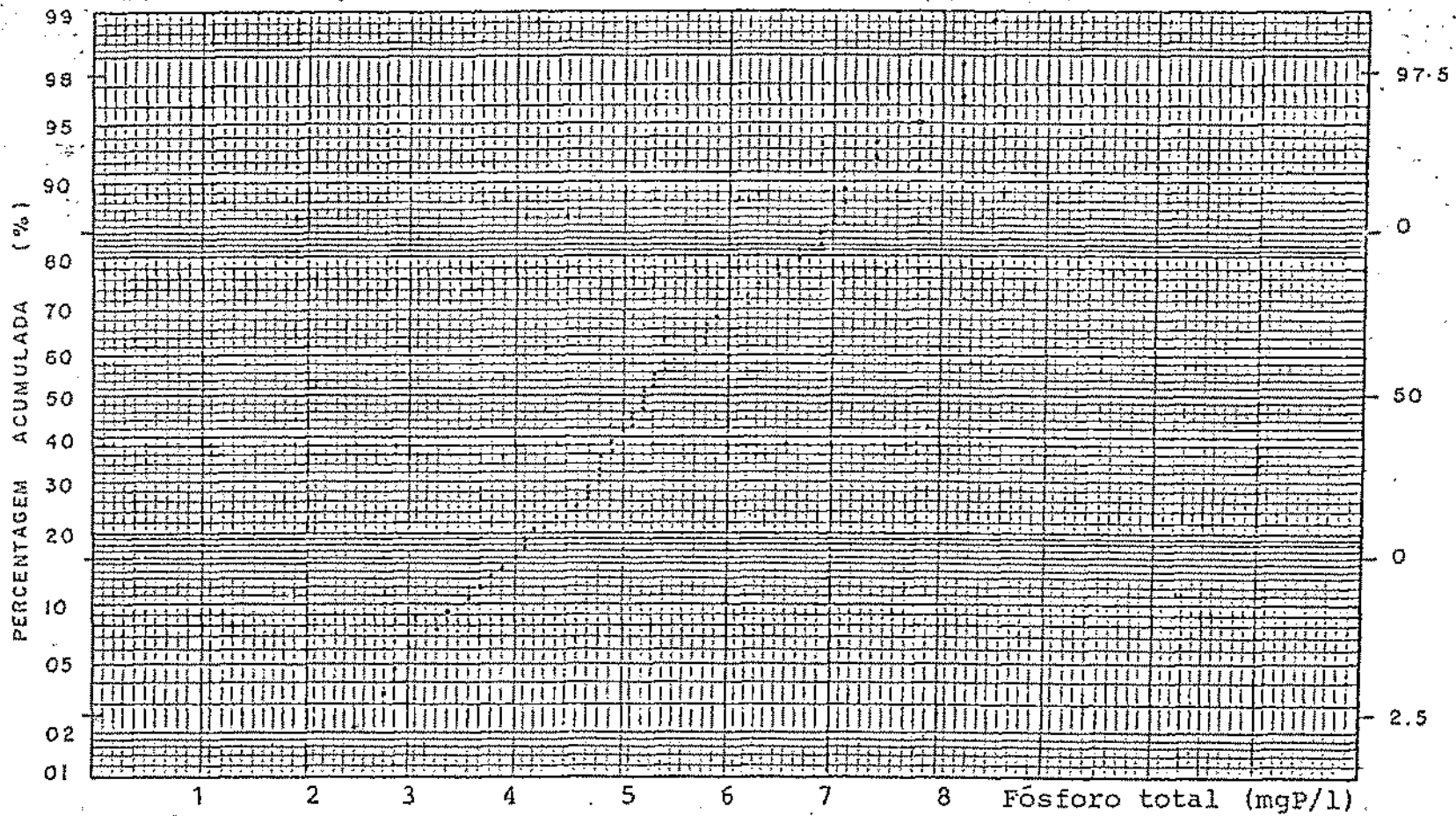


Figura 3.1 - Distribuição dos dados de fósforo total do esgoto bruto no papel de probabilidade para verificação da distribuição normal.

### 3.2 - Cargas orgânicas aplicadas às lagoas dos sistemas experimentais.

A Tabela 3.2 apresenta as cargas orgânicas reais verificadas nas lagoas dos sistemas experimentais durante a monitoração de rotina.

O cálculo das cargas orgânicas das lagoas anaeróbias foi baseado na DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto afluente (126 mg/l). Para o cálculo das cargas orgânicas das lagoas posteriores às anaeróbias, foi utilizada a DBO<sub>5</sub> média da amostra respectiva (efluente ou coluna) da lagoa antecedente.

### 3.3 - Sistema XVI (amostras de coluna)

A Tabela 3.3 apresenta as médias e as faixas de variação (valores mínimos e máximos) de todos os parâmetros analisados no período de novembro de 1991 a outubro de 1992 no esgoto bruto afluente e nas lagoas do Sistema XVI.

As lagoas anaeróbias A9 e A10 apresentaram, ao longo da monitoração, temperaturas médias de 23°C. O pH médio nessas lagoas foi de 7,2, assim como na amostra composta. Os valores de temperatura, bem como os de pH, estão dentro da faixa citada por Mara (1976), para que lagoas anaeróbias tenham um bom desempenho. A amostra composta das lagoas anaeróbias (A9-10), utilizada na caracterização do afluente das lagoas facultativas secundárias, apresentou uma DBO<sub>5</sub> média de 65 mg/l.

Tabela 3.2 - Cargas orgânicas reais verificadas nas lagoas dos sistemas experimentais durante a monitoração de rotina.

Carga Orgânica		
LAGOA	Volumétrica - Superficial (g DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> -d) (kg DBO <sub>5</sub> /ha.d)	
A9	184	4598
A10	184	4598
S F21	22	217
I F22	16	217
S F23	13	217
T F24	11	217
E F25	11	217
M M15	7	68
A M16	2	21
M17	3	21
M18	5	21
X M19	5	21
V M20	15	59
I M21	4	24
M22	4	24
M23	4	24
M24	4	24

Carga Orgânica				
LAGOA	Volumétrica amostra efluente-coluna I		Superficial amostra efluente-coluna	
S				
I A11	186	186	2790	2790
S F26	18	26	263	383
T M25	13	12	195	180
E M26	6	8	83	106
M M27	6	5	83	68
A M28	4	4	60	60
M29	3	3	45	45
X M30	3	4	45	53
V M31	4	6	53	83
I M32	4	6	53	106
I				

4960

As concentrações médias de fósforo total nas lagoas anaeróbias A9 e A10 foram respectivamente 5,1 e 5,3 mgP/l. Na amostra composta A9-10, tal concentração foi a mesma do esgoto bruto (5,4 mgP/l). Tais resultados mostram que embora a sedimentação tenha contribuído para a remoção de fósforo total, as condições anaeróbias nessas lagoas favoreceram a liberação de fósforo dos sedimentos para a massa líquida. Dessa forma, houve, praticamente, um equilíbrio entre as taxas de sedimentação e liberação de fósforo dos sedimentos. Essa tendência não foi verificada nas lagoas anaeróbias das séries de lagoas estudadas por Silva (1982) e de Oliveira (1990), que alcançaram eficiências de 40 e 16% respectivamente. Convém destacar, no entanto, que tais lagoas apresentavam tempos de detenção hidráulica de 6,8 e 5 dias, respectivamente, enquanto que as lagoas anaeróbias do Sistema XVI, deste trabalho, apresentavam um tempo de detenção de 1 dia. Também é importante salientar que esses autores analisaram amostras de efluentes, enquanto que no Sistema XVI, foram analisadas amostras de coluna. O principal motivo da pequena eficiência de remoção de fósforo total nas lagoas anaeróbias do Sistema XVI, foi o tipo de amostragem utilizado, visto que a lagoa anaeróbia (A11) do Sistema XVII, também com um tempo de detenção hidráulica de 1 dia e, analisada com amostras de efluente, apresentou uma remoção de 20% de fósforo total.

A proporção entre o ortofosfato solúvel e o fósforo total aumentou de 44% no esgoto bruto para 67% na amostra composta das lagoas anaeróbias (A9-10), 68% em A10 e, 69% em A9. Esse aumento ocorreu devido à liberação de fósforo inorgânico dos

sedimentos para a massa líquida, aliada à inibição da precipitação química, devido aos baixos valores de pH, e à baixa assimilação biológica. A concentração de ortofosfato solúvel aumentou de 2,4 mgP/l, no esgoto bruto, para 3,6 mgP/l na amostra composta (A9-10) e para respectivamente 3,5 e 3,6 mgP/l nas lagoas A9 e A10.

Todas as lagoas facultativas secundárias apresentaram temperatura média de 22°C. Nessas lagoas os valores de pH foram praticamente os mesmos (7,5 em F21, F22 e F23 e, 7,6 em F24 e F25). Tais valores estão bem abaixo dos valores mínimos de pH de 8,0; 8,2; 9,0 e 9,5 referidos respectivamente por Moutin *et al.* (1992), Toms *et al.* (1975), Somiya e Fujii (1984) e Romberg e Oelerman (1992), para que ocorra a precipitação química do fósforo na forma de hidroxiapatita. No entanto, tal precipitação pode ter ocorrido apenas eventualmente, e de maneira bastante discreta, visto que, em média nas lagoas facultativas secundárias apenas 10% das medições de pH foram iguais ou superiores a 8,0 e, em nenhuma lagoa foram observados valores de pH superiores a 9,0.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido nas lagoas facultativas secundárias também não tiveram uma faixa de variação significativa. O valor médio mínimo foi de 1,3 mg/l, em F21, e, o máximo foi de 2,4 mg/l, em F22. Essas baixas concentrações médias de oxigênio dissolvido levam a deduzir que as camadas inferiores dessas lagoas eram predominantemente anaeróbias. Como o amostrador de coluna tinha a capacidade de coletar amostras representativas de toda a massa líquida, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido nas camadas

inferiores tenderam a diminuir as concentrações nessas amostras.

As lagoas facultativas mostraram-se bastante propícias ao desenvolvimento de algas. Os valores médios de clorofila "a" variaram de 251 ug/l, em F25 (TDH = 6d e prof.= 2,00m) a 372 ug/l, em F22 (TDH = 4d e prof.= 1,33m). Foram observadas concentrações tão reduzidas como 9 ug/l (valor mínimo em F24) até concentrações máximas entre 2291 ug/l, em F21 e, 2132 ug/l em F22. As concentrações médias de clorofila "a" verificadas nessas lagoas foram, de modo geral, bem superiores às concentrações obtidas em lagoas facultativas secundárias de outras séries de lagoas monitoradas na EXTRABES. A Tabela 3.4 apresenta as concentrações médias de clorofila "a" nas séries de lagoas ali estudadas. Comparando os resultados obtidos nas lagoas facultativas secundárias do Sistema XVI com os apresentados na Tabela 3.4, pode ser verificado que apenas a lagoa facultativa F1, no Experimento I, de Silva (1982) apresentou uma concentração média de clorofila "a" (1122 ug/l) superior às verificadas no Sistema XVI. É conveniente destacar, no entanto, que os resultados apresentados na Tabela 3.4 foram obtidos em amostras de efluente enquanto que no Sistema XVI foram analisadas amostras de coluna. Em lagoas facultativas há o predomínio de algas flageladas que têm a capacidade de se posicionarem na profundidade onde captam melhor a radiação solar (Hartley e Weiss, 1970). Devido à turbidez, essa profundidade está limitada às camadas superiores da lagoa, logo, a biomassa de algas é melhor quantificada em amostras de efluente. Além disso, a lagoa F1 (Exp. 1) apresentava uma carga orgânica superficial cerca de



duas vezes menor que às aplicadas nas lagoas facultativas do Sistema XVI. Fatores como a carga orgânica, profundidade e tempo de detenção hidráulica, tem grande influência no desenvolvimento de algas em lagoas de estabilização. De acordo com a Tabela 3.4, é possível verificar que para uma mesma lagoa facultativa secundária, a concentração de clorofila "a" cresce inversamente com a carga orgânica superficial. No Sistema XVI, todas as lagoas facultativas secundárias estavam sujeitas à mesma carga orgânica superficial, no entanto, a concentração média de clorofila "a" apresentou a tendência geral de ser mais elevada nas lagoas com menores profundidades e tempos de detenção hidráulica ( Figura 3.2). De modo geral, é possível observar que lagoas com menores profundidades são mais propícias ao desenvolvimento de algas.

Nas lagoas facultativas secundárias o fósforo total se comportou de maneira semelhante às lagoas anaeróbias, apresentando concentrações entre 5,0 mgP/l, em F23 (TDH = 5d e prof.= 1,67m) e 5,3 mgP/l em F21 (TDH = 3d e prof.= 1,00m). A amostra composta das lagoas facultativas (F21-25) apresentou uma concentração média de fósforo total de 5,0 mgP/l. As concentrações de ortofosfato solúvel variaram de 3,3 mgP/l, em F24 e F25 (TDH = 6d e prof.= 2,00m) a 3,7 mgP/l, em F21. Na amostra composta (F21-25), tal concentração foi de 3,4 mgP/l. Dessa forma, a relação entre o ortofosfato solúvel e o fósforo total foi mantida entre 65 e 70%. Apesar das lagoas facultativas secundárias apresentarem diferentes tempos de detenção hidráulica e profundidades, não foram observadas diferenças muito

significativas nas concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel nessas lagoas (Figura 3.2). Nessa figura também pode ser observada uma tendência das concentrações de ortofosfato solúvel diminuírem levemente com o aumento da profundidade, e conseqüentemente, com o tempo de detenção hidráulica.

Embora, provavelmente tenha ocorrido liberação de fósforo inorgânico dos sedimentos, devido às condições anaeróbias, não foi verificado, nessas lagoas, um aumento na concentração de ortofosfato solúvel em relação à concentração afluyente, como ocorreu nas lagoas anaeróbias. Por outro lado, a biomassa de algas nas lagoas facultativas secundárias foi bastante significativa, contribuindo para que a assimilação do fósforo inorgânico fosse bem maior que a ocorrida nas lagoas anaeróbias.

A lagoa de maturação primária M15 apresentou uma temperatura média de 22°C. O pH médio nessa lagoa foi de 8,0. Esse valor é o limite mínimo de pH referido por Moutin *et al.* (1992) para que ocorra a precipitação química do fósforo na forma de hidroxiapatita. Por outro lado, tal valor ainda está abaixo dos valores mínimos (8,2; 9,0; e 9,5) referidos, respectivamente, por Toms *et al.* (1975), Somiya e Fujji (1984) e Moberg e Oelerman (1992), para que a precipitação ocorra. No entanto, ao longo da monitoração, foram observados valores de pH iguais ou superiores a 8,2 (com uma frequência de 30%), com o pH máximo atingindo o valor de 8,9.

A concentração média de oxigênio dissolvido na lagoa M15 foi de 4,5 mg/l, com faixa de variação de 0 a 11,8 mg/l.

Nessa lagoa, também foi observada uma significativa biomassa de algas, com uma concentração média de clorofila "a" de 282 ug/l e faixa de variação de 52 a 1000 ug/l.

A partir da lagoa de maturação primária M15, foram observadas diminuições mais significativas nas concentrações de fósforo. Essas diminuições podem ser atribuídas à assimilação do fósforo pela biomassa de algas, à precipitação química, e à autofloculação de algas (Sukerik et al., 1985). Na lagoa M15, a concentração de fósforo total foi de 4,7 mgP/l, correspondendo a uma remoção de 6% em relação à amostra composta das lagoas facultativas (F21-25) e 13% em relação ao esgoto bruto afluente. A concentração de ortofosfato solúvel foi 15% menor que a concentração afluente (3,4 mgP/l), atingindo 2,9 mgP/l, sendo ainda superior à concentração (2,4 mgP/l) verificada no esgoto bruto.

A temperatura média nas lagoas de maturação secundárias foi de 22°C. O pH médio nessas lagoas variou de 8,0, em M20 (TDH = 1d e prof. = 0,39m), a 8,8 em M16 (TDH = 7d e prof. = 0,90m) e M17 (TDH = 5d e prof. = 0,64m). Com exceção da lagoa M20, todas apresentaram um pH médio bem acima do valor mínimo (8,2) referido por Toms et al. (1975) para que ocorra a precipitação química do fósforo na forma de hidroxiapatita, contudo, tais valores ainda não superam os valores mínimos de 9,0 e 9,5 mencionados por Somiya e Fujji (1984) e Momberg e Delerman (1992), respectivamente. Em todas as lagoas de maturação secundárias foram observados valores de pH superiores a 9,0. Nas lagoas M16, M17, M18 e M19, também foram medidos valores superiores a 9,5.

Tais resultados indicam que o mecanismo da precipitação química pode ter contribuído para uma maior remoção de fósforo nessas lagoas.

No que se refere aos resultados de oxigênio dissolvido, é importante destacar que ao longo da monitoração foram obtidas, nas lagoas de maturação M17 a M24, concentrações superiores a 20 mg/l, que era a concentração máxima detectável pelo instrumento utilizado nas medições. Em média 4% dos resultados de oxigênio dissolvido dessas lagoas apresentaram essa característica, não tendo sido considerados nos cálculos dos parâmetros estatísticos. As concentrações médias de oxigênio dissolvido nas lagoas de maturação secundárias, variaram de 6,3 mg/l, em M20, a 12,6 mg/l, em M19. Tais resultados indicam que essas lagoas eram predominantemente aeróbias, dificultando a liberação de fósforo do fundo da lagoa para a massa líquida.

As lagoas de maturação secundárias também apresentaram elevadas concentrações médias de clorofila "a", variando de 247 ug/l, em M16, a 724 ug/l, em M19. Nessas lagoas foram observadas grandes faixas de variação nas concentrações de clorofila "a". A menor concentração foi de 46 ug/l, verificada em M17, e, a máxima foi de 4677 ug/l, em M19. Assim como nas lagoas facultativas secundárias, as concentrações médias de clorofila "a", nas lagoas de maturação secundárias apresentaram a tendência de aumentar inversamente com o tempo de detenção hidráulica e a profundidade (Figura 3.3). A única lagoa que não acompanhou tal tendência foi a M20 que, no entanto, apresentava uma carga orgânica superficial bem superior às outras lagoas de maturação

secundárias. Além disso, a lagoa M20 apresentava um tempo de detenção hidráulica (1 dia) inferior ao tempo mínimo de duplicação das algas e, como consequência, elas eram eliminadas com o efluente (Konig, 1991).

Com exceção da lagoa M20, as concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel continuaram diminuindo em relação às lagoas precedentes. As lagoas M16 (TDH = 7d e prof. = 0,90m) e M17 (TDH = 5d e prof. = 0,64m) apresentaram concentrações de fósforo total de 3,5 mgP/l, o que representa uma redução de 26% em relação à concentração afluyente (4,7 mgP/l) e 35% em relação ao esgoto bruto (5,4 mgP/l). Nas lagoas M18 e M19 (TDH = 3d e prof. = 0,39m) a concentração de fósforo total foi de 4,6 mgP/l, correspondendo a uma redução de 15% em relação ao esgoto bruto. Na amostra composta das lagoas de maturação secundárias (M16-M18) a concentração de fósforo total foi de 4,0 mgP/l. Nessas lagoas as remoções de fósforo total foram maiores nas lagoas com tempos de detenção hidráulica mais elevados as quais também são aquelas com maiores profundidades (Figura 3.3). Ao contrário das outras lagoas de maturação secundárias, na lagoa M20 a concentração de fósforo total aumentou, atingindo um valor de 5,5 mgP/l, sendo mesmo superior à concentração do esgoto bruto. Nas lagoas de maturação secundárias as concentrações de ortofosfato solúvel também diminuíram, em relação à concentração na amostra de coluna da lagoa afluyente atingindo valores de 1,8 mgP/l, em M17, M18 e M19, 1,9 mgP/l, em M16, e 2,8 mgP/l, em M20. Na amostra composta (M16-18) a concentração de ortofosfato solúvel foi de 1,8 mgP/l. As elevadas concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel

na lagoa M20 podem ser atribuídas devido à elevada carga orgânica superficial a que estava submetida tal lagoa, cerca de 3 vezes superior à carga verificada nas outras lagoas de maturação secundárias. Como consequência da elevada carga orgânica e a predominância de processos de decomposição, os valores de pH e oxigênio dissolvido tenderam a diminuir nessa lagoa, favorecendo assim mecanismos de solubilização de fósforo em oposição aos mecanismos de remoção.

Todas as lagoas de maturação terciárias apresentaram temperatura média de 22°C. Nessas lagoas o pH médio variou de 8,6, em M23, a 9,2 em M22. Todas as lagoas de maturação terciárias apresentaram valores médios de pH acima dos valores mínimos referidos por Routin et al. (1992) e Toms et al. (1975) para que ocorra a precipitação química do fósforo na forma de hidroxiapatita. Nas lagoas M21, M22 e M24 os valores médios de pH também superaram o valor mínimo citado por Somiya e Fujji (1984) para que tal precipitação ocorra, no entanto ainda estavam abaixo do valor citado por Momborg e Delerman (1992).

As concentrações médias de oxigênio dissolvido nessas lagoas foram bem elevadas, variando de 9,0 mg/l, em M23, a 10,4 mg/l, em M22. Assim como nas lagoas de maturação secundárias, essas concentrações indicam que as lagoas de maturação terciárias eram predominantemente aeróbias.

Nas lagoas de maturação terciárias também foram observadas grandes concentrações médias de clorofila "a", que variaram de 363 ug/l, em M23, a 537 ug/l, em M21. A concentração mínima foi de 62 ug/l enquanto a máxima foi de 4070 ug/l, ambas

### medidas na lagoa M24.

As concentrações médias de fósforo total variaram de 2,5 mgP/l, em M22, a 3,1 mgP/l, em M23 e M24 representando eficiências de 42 a 54% em relação ao esgoto bruto. Tais remoções estão dentro da faixa (36 a 54%) observada por Silva (1982), em uma série de cinco lagoas rasas (1,00m), e são bem superiores à faixa de 6 a 18%, verificada por de Oliveira (1990), em uma série de cinco lagoas profundas (2,20m), ambas analisadas com amostras de efluente. As concentrações de ortofosfato solúvel variaram de 0,9 mgP/l, em M22, a 1,7 mgP/l, em M23, representando eficiências de remoção na faixa de 29 a 63%, em relação ao esgoto bruto afluente do sistema.

As eficiências de remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel nas séries de lagoas do Sistema XVI, que apresentavam combinações de lagoas mais profundas e mais rasas, foram, de modo geral, superiores às observadas em outros sistemas de lagoas já estudados na EXTRABES (Tabela 3.5). Essas maiores eficiências são consequência do predomínio, particularmente nas lagoas de maturação, de condições favoráveis à remoção de fósforo, tais como, elevados valores de pH e biomassa de algas.

Tabela 3.3 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina do Sistema XVI baseados em amostras de coluna (novembro/91 a outubro/92).

Parâmetros	EBC	A9	A10	A9-10	F21	F22	F23	F24	F25	F21-25	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M16-18	M21	M22	M23	M24	
P-tot (mgP/l)	X	5,4	5,1	5,3	5,4	5,3	5,1	5,0	5,1	5,1	5,0	4,7	3,5	3,5	4,6	4,6	5,5	4,0	2,9	2,5	3,1	3,1
	MIN	2,5	2,2	2,4	2,3	3,2	3,1	3,0	2,9	3,5	1,3	2,7	1,1	1,5	2,3	1,8	3,0	2,3	1,5	1,2	1,6	1,4
	MAX	9,1	8,2	9,2	9,1	7,7	8,0	7,6	7,4	8,0	7,7	8,5	8,1	7,8	8,1	7,9	8,4	7,1	7,7	7,4	7,5	7,0
P-sol (mgP/l)	X	2,4	3,5	3,6	3,6	3,7	3,5	3,4	3,3	3,3	3,4	2,9	1,9	1,8	1,8	1,8	2,8	1,8	1,0	0,9	1,7	1,4
	MIN	0,8	0,7	0,7	0,7	1,0	1,5	1,0	0,4	0,1	1,1	0,4	0,3	0,3	0,1	0,2	0,6	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2
	MAX	4,8	6,2	6,8	5,9	5,5	5,2	5,1	5,2	4,0	4,8	4,7	4,3	5,8	3,5	3,5	5,6	3,5	4,9	4,3	5,7	4,6
pH	X	7,3	7,2	7,2	7,2	7,5	7,5	7,5	7,6	7,6	7,6	8,0	8,5	8,8	8,7	8,7	8,0	8,8	9,2	9,1	8,6	9,1
	MIN	6,5	6,5	6,8	6,6	6,8	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	7,3	7,5	7,5	7,8	7,3	7,3	7,9	8,2	7,4	7,0	8,1
	MAX	7,9	7,7	7,8	7,7	8,3	8,6	8,3	8,6	8,5	8,4	8,9	10,0	10,0	10,2	9,9	9,5	9,6	10,0	9,8	9,7	9,7
OD (mg/l)	X	0,2*	0,1*	0,2*		1,3	2,4	1,9	1,8	2,1		4,5	8,4	10,1	12,5	13,0	6,8		10,4	10,6	9,5	10,0
	MIN	0,0	0,0	0,0	ND	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	ND	0,0	0,6	3,0	1,7	2,5	0,2	ND	0,5	2,1	0,1	1,1
	MAX	3,9	0,9	2,8		7,4	16,0	9,5	8,5	13,6		11,8	19,8	18,0	19,2	19,8	15,6		19,4	17,6	18,4	19,2
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	X	186	59	62	65	26	24	24	20	22	27	16	18	18	21	22	19	20	21	21	15	15
	MIN	101	17	19	25	8	8	8	5	8	12	5	5	6	5	6	6	7	6	4	4	5
	MAX	388	309	191	234	100	95	105	105	95	102	62	51	41	55	62	110	51	51	62	49	42
T (°C)	X		23	23		22	22	22	22	22		22	22	22	22	22		22	22	22	22	22
	MIN	ND	20	20	ND	20	20	20	20	20	ND	20	20	20	19	20	20	ND	20	20	20	20
	MAX		26	26		27	27	27	27	26		27	27	27	27	27	27		27	27	27	27
CLA (ug/l)	X					339	372	302	257	251		282	247	437	676	724	372		537	407	363	525
	MIN	ND	ND	ND	ND	15	33	21	9	11	ND	52	54	46	71	110	66	ND	120	138	91	62
	MAX					2291	2138	1318	1514	851		1000	3467	3981	4467	4677	1738		3981	3090	2138	4070

ND - não determinado \* Os valores de OD no esgoto bruto e nas lagoas anaeróbias são equivalentes a zero, devido a precisão do aparelho utilizado nas medições.

obs: fluxograma de alimentação do sistema.

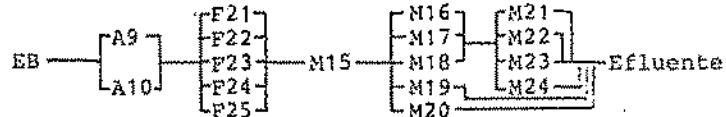




TABELA 3.4 - Concentrações de clorofila "a", em amostras de efluente, nas séries de lagoas estudadas na EXTRABES entre 1977 e 1987.

LAGOA	TDH (d)	CARGA ORGÂNICA (kgDBO <sub>5</sub> /ha.d)	PROF. (m)	COLOROFILA "a" (ug/l)	REFERENCIA
F1	5,5	116	1,0	1122	Silva
M1	5,5	83	1,0	479	(1982)
M2	5,5	46	1,0	266	
M3	5,8/23	35	1,0	423	EXP. I
F1	1,6	350	1,0	33	Silva
M1	1,6	331	1,0	84	(1982)
M2	1,6	256	1,0	132	
M3	1,7/65	190	1,0	142	EXP. II
F1	3,2	290	1,0	134	Silva
M1	3,2	245	1,0	323	(1982)
M2	3,2	156	1,0	272	
M3	3,4/13	109	1,0	365	EXP. III
F8	5,0	242	3,2	28	Soares
M4	5,0	275	3,2	28	(1985)
M5	5,0	117	3,2	54	
M6	5,0/20	117	3,2	26	EXP. I
F9	5,0	330	2,2	60	de Oliveira
M7	5,0	189	2,2	72	(1990)
M8	5,0	106	2,2	57	
M9	5,0/20	62	2,2	92	EXP. I
F9	8,0	162	2,2	116	de Oliveira
M7	8,0	83	2,2	132	(1990)
M8	8,0	44	2,2	96	
M9	8,0/A	25	2,2	49	EXP. II
R6	2,0	263	1,5	282	Ataúfo (1993)
M25	2,0	195	1,5	93	Exp. I
M26	2,0	83	1,5	76	
M27	2,0	83	1,5	117	
M28	2,0	60	1,5	111	
M29	2,0	45	1,5	115	
M30	2,0	45	1,5	109	
M31	2,0	53	1,5	135	
M32	2,0	53	1,5	168	

kgDBO<sub>5</sub>/ha.d

Tabela 3.5 - Faixas de remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel em séries de lagoas monitoradas pela EXTRABES entre 1977 e 1992.

SISTEMA	Fósforo Total % remoção	Ortofosfato Solúvel % remoção	TDH (d)	Referência
Série de 5 lagoas rasas (1,0m) amostras de efluente	36 43 54	0 11 37	8,5 17,0 29,1	Silva (1982) Exp. 2,3 e 1
Série de 5 lagoas profundas (2,2m) amostras de efluente	6 18	-37 -42	25,0 40,0	de Oliveira (1990) Exp. 1 e 2
Sistema XVI amostras de coluna até a lagoa				
M19	15	25	12,6*	
M20	0	-17	10,6*	Este Trabalho
M21	46	58	19,6*	
M22	54	63	19,6*	
M23	42	29	19,6*	
M24	42	42	19,6*	
Sistema XVII amostras de efluente	41	-4	19,0	Este Trabalho
Sistema XVII amostras de coluna	31	-17	19,0	Este Trabalho

\* Tempos de detenção hidráulica estimados.

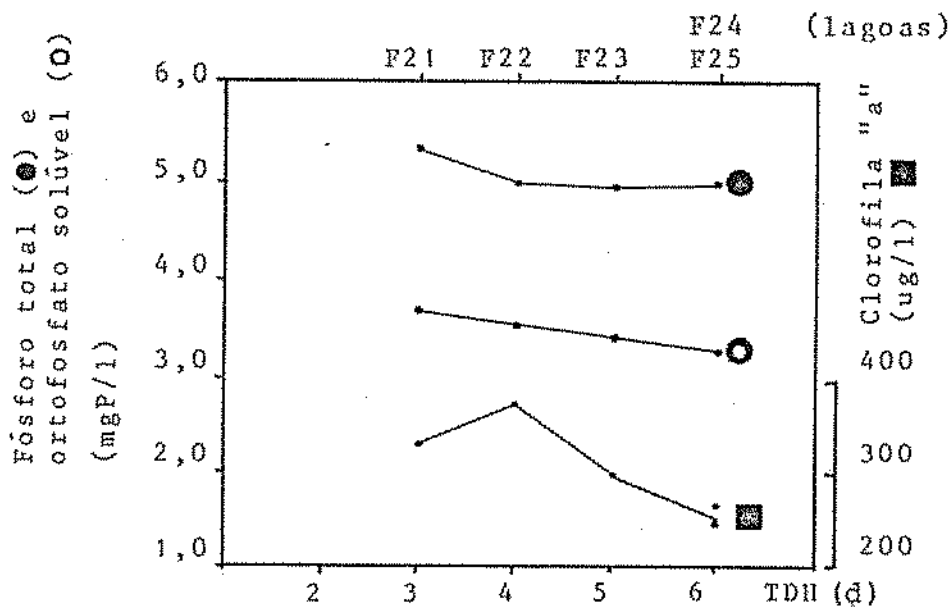


Figura 3.2 - Variação das concentrações médias de fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila "a", em função do tempo de detenção hidráulica, nas lagoas facultativas secundárias (amostras de coluna), no período de novembro/91 a outubro/92.

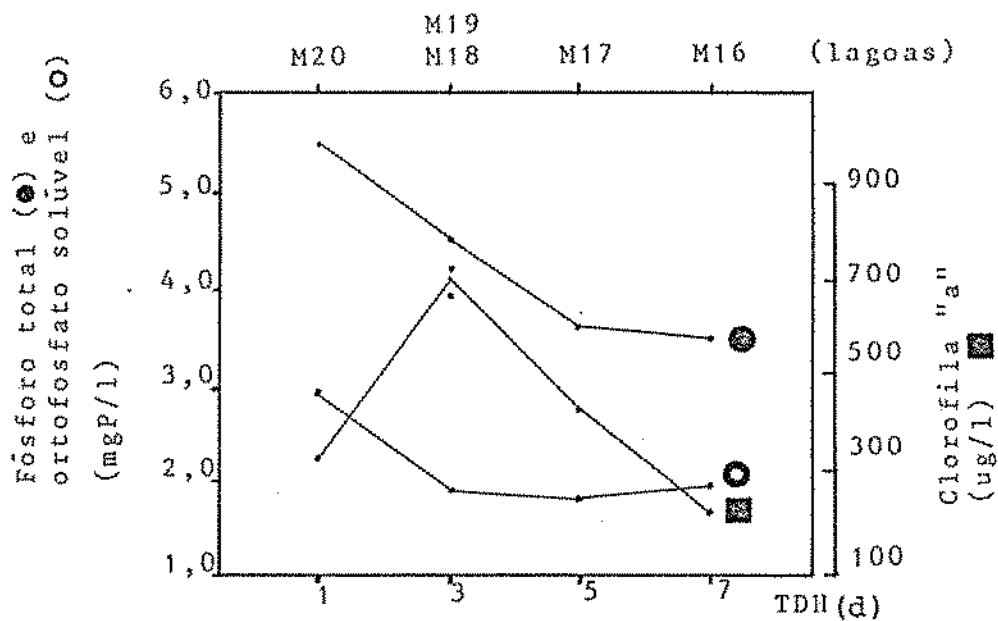


Figura 3.3 - Variação das concentrações médias de fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila "a", em função do tempo de detenção hidráulica, nas lagoas de maturação secundárias (amostras de coluna), no período de novembro/91 a outubro/92.

### 3.4 - Sistema XVII (amostras de efluente)

A Tabela 3.6 apresenta as médias e as faixas de variação (valores mínimos e máximos) de todos os parâmetros analisados no esgoto bruto e nos efluentes das lagoas do Sistema XVII, no período de janeiro a outubro de 1992.

Com exceção da lagoa anaeróbia (A11), que apresentou uma temperatura média de 23°C, em todas as lagoas da série longa a temperatura média foi de 22°C.

Os valores médios de pH cresceram ao longo da série (Figura 3.4). Na lagoa anaeróbia foi observado um pH médio de 7,2, enquanto que na última lagoa (M32) o pH foi de 8,4. As lagoas de maturação M30, M31 e M32 foram as únicas que apresentaram valores de pH dentro da faixa (pH > 8,0) indicada por Moutin *et al.* (1992) para que ocorra a precipitação química do fósforo como hidroxapatita. Nas lagoas M31 e M32 os valores médios de pH também estão na faixa (pH > 8,2) referida por Toms *et al.* (1975) para que tal precipitação seja desencadeada. Por outro lado, em nenhuma lagoa foram encontrados valores de pH que superassem os valores mínimos de 9,0 (Somiya e Fujji, 1984) e 9,5 (Moberg e Delerman, 1992) para que ocorra essa precipitação.

As concentrações de oxigênio dissolvido, assim como os valores de pH, aumentaram ao longo da série (Figura 3.4). A concentração média de oxigênio dissolvido na lagoa anaeróbia foi de 0,2 mg/l e na última lagoa a concentração média foi de 7,5mg/l. Ao longo da série foi observada uma grande variação nas concentrações de oxigênio dissolvido, tendo sido medidos desde

valores 0 mg/l, na lagoa anaeróbia, até 14,0 mg/l na última lagoa de maturação.

A concentração média de clorofila "a" não sofreu um aumento progressivo ao longo da série, conforme observado para os parâmetros pH e oxigênio dissolvido (Figura 3.4). A máxima concentração média de clorofila "a" foi de 282 ug/l, encontrada na lagoa facultativa secundária (F26). A concentração decresceu, atingindo o valor mínimo de 76 ug/l, em F26, crescendo em seguida, gradativamente, até a última lagoa da série onde foi obtida uma concentração de 166 ug/l. A concentração de clorofila "a" na lagoa facultativa secundária, foi semelhante às encontradas em amostras de coluna das lagoas facultativas secundárias do Sistema XVI (F21 a F25). Nas lagoas de maturação as concentrações médias de clorofila "a" superam às obtidas por Soares (1985) e de Oliveira (1990), em séries de lagoas profundas, no entanto, são bem inferiores às obtidas nas amostras de coluna das lagoas de maturação do Sistema XVI, que apresentavam menores profundidades.

A concentração média de fósforo total no efluente da lagoa anaeróbia foi de 4,3 mgP/l, o que representa uma redução de 20% em relação à concentração do esgoto bruto. Esse resultado pode indicar a existência de um predomínio da sedimentação do fósforo em relação à sua liberação dos sedimentos (Houng e Gloyna, 1984). Silva et al. (1991) atribuem a maior parte da remoção de fósforo total em lagoas primárias ao efeito da sedimentação. Na lagoa facultativa secundária (F26) a concentração média de fósforo total (4,5 mgP/l) foi praticamente

a mesma da lagoa anaeróbia (4,3 mgP/l), indicando um equilíbrio entre a sedimentação do fósforo e à sua liberação dos sedimentos. Até a lagoa de maturação M28 o comportamento do fósforo total foi semelhante ao da lagoa facultativa secundária, apresentando concentrações próximas a 4,4 mgP/l. A partir da lagoa de maturação M29 foram observadas reduções nas concentrações médias de fósforo total, tendo sido atingido o valor de 3,2 mgP/l no efluente da última lagoa de maturação (M32) (Figura 3.4). Dessa forma, houve, ao longo da série, uma redução de 41% na concentração de fósforo total, em relação à concentração do esgoto bruto (5,4 mgP/l). Essa remoção está dentro da faixa (36 a 54%) verificada por Silva (1982) em uma série de cinco lagoas rasas (1,0m) e, é superior àquela obtida por de Oliveira (1990) em uma série de cinco lagoas profundas (2,2m), assim como à remoção (8%) observada por Silva et al. (1992) em uma análise preliminar do Sistema XVII.

A concentração média de ortofosfato solúvel aumentou de 2,4 mgP/l, no esgoto bruto, para 3,5 mgP/l, no efluente da lagoa anaeróbia (A11). Esse resultado indica que a camada de lodo dessa lagoa atuou como uma grande fonte fornecedora de fósforo para a massa líquida. Aliado a isso, o valor médio de pH (7,2) relativamente baixo e a pequena biomassa de algas (Pearson, 1987), pouco contribuíram para que mecanismos de remoção de fósforo tais como a precipitação química como hidroxiapatita e a assimilação biológica atuassem de forma mais acentuada nessa lagoa. A relação entre o ortofosfato solúvel e o fósforo total aumentou de 44%, no esgoto bruto, para 81% no efluente da lagoa

anaeróbia, superando o valor de 76% verificado por Silva *et al.* (1992).

Na lagoa facultativa secundária (F26) foi observado um predomínio de condições anaeróbias (OD = 0,8 mg/l) que favoreceram a liberação de fósforo inorgânico para a massa líquida. No entanto, a concentração de ortofosfato solúvel (3,2 mgP/l) diminuiu em relação à concentração afluenta (3,5 mgP/l). Essa diminuição deve ter ocorrido devido à assimilação biológica do ortofosfato pela biomassa de algas (valor médio de clorofila "a" = 282 ug/l), visto que o valor médio de pH (7,4) obtido nessa lagoa foi insuficiente para promover uma significativa precipitação de fósforo como hidroxiapatita (Toms *et al.*, 1975; Somiya e Fujji, 1984; Momborg e Delerman, 1992; Moutin *et al.*, 1992). A relação entre o ortofosfato solúvel e o fósforo total caiu para 71%.

Na lagoa de maturação M25 foi observada uma pequena diminuição na concentração de ortofosfato solúvel, atingindo o valor médio de 2,9 mgP/l. Esse valor permaneceu praticamente constante até a lagoa M30. Nas lagoas M31 e M32, as concentrações de ortofosfato solúvel sofreram pequenas reduções, no entanto, a concentração no efluente final da série (2,5 mgP/l) ainda foi superior à encontrada no esgoto bruto (2,4 mgP/l). O aumento de 4% na concentração de ortofosfato solúvel ao longo da série foi menor que os aumentos de 37 e 42% observados por de Oliveira (1990), numa série de cinco lagoas profundas (2,2 m), em experimentos com tempos de detenção hidráulica de 25 e 40 dias, respectivamente. Por outro lado, esse comportamento, contrastou

com os resultados obtidos por Silva (1982), em uma série de cinco lagoas rasas (1,0 m), em três experimentos, que verificou remoções de ortofosfato solúvel na faixa de 0 a 37%. As concentrações de ortofosfato solúvel obtidas ao longo da série (Figura 3.4), atestam a inibição dos mecanismos da precipitação química e assimilação biológica, ocasionados respectivamente pelos baixos valores médios de pH e biomassa de algas.

### 3.5 - Sistema XVII (amostras de coluna)

As médias e as faixas de variação (valores mínimos e máximos) de todos os parâmetros analisados no esgoto bruto e nas amostras da coluna líquida das lagoas do Sistema XVII, no período de janeiro a outubro de 1992, são mostrados na Tabela 3.7.

Em todas as lagoas a temperatura média foi de 22°C. Com exceção da lagoa anaeróbia, todas as lagoas apresentaram temperaturas iguais àquelas observadas nas amostras de efluentes.

Ao longo da série, foi observado um aumento nos valores de pH (7,2 a 8,4) com resultados bastante semelhantes aos obtidos nas amostras de efluentes (Figura 3.4).

As concentrações de oxigênio dissolvido também aumentaram ao longo da série. Na lagoa anaeróbia tal concentração foi de 0,1 mg/l e na última lagoa (M32) foi de 5,9 mg/l. Esses resultados são inferiores aos encontrados nas amostras de efluentes (Figura 3.4) e, provavelmente, ocorreram devido às baixas concentrações de oxigênio dissolvido nas camadas inferiores dessas lagoas. Dessa forma, houve uma tendência de



diminuição nas concentrações médias de oxigênio dissolvido nas amostras de coluna, em relação às de efluente, visto que, as amostras analisadas eram representativas de toda a coluna líquida.

A variação na concentração de clorofila "a" ao longo da série foi semelhante à verificada para as amostras de efluente, sendo que, com exceção da lagoa facultativa secundária, todas as lagoas apresentaram valores mais elevados nas amostras de coluna (Figura 3.4). A lagoa facultativa secundária era mais turva que as lagoas de maturação. Conseqüentemente, havia uma menor penetração dos raios solares, resultando, em uma zona eufótica menor que nas lagoas de maturação. As algas, ao posicionarem-se na profundidade onde havia melhor absorção da radiação solar, ficavam restritas a uma menor profundidade na lagoa facultativa, mais próximas da superfície. Dessa forma, na lagoa facultativa, a biomassa de algas foi maior na amostra de efluente, que era coletado próximo à superfície. Por outro lado, nas lagoas de maturação as algas se distribuíam mais uniformemente ao longo da profundidade, sendo portanto, melhor quantificadas nas amostras de coluna.

A concentração de fósforo total na lagoa anaeróbia foi de 5,1 mgP/l. A eficiência de remoção em relação ao esgoto bruto, com base nesse tipo de amostra, foi de apenas 6%. Esse valor é menor que a remoção de 20% observada nessa lagoa, quando analisada com amostras de efluente e, é semelhante aos obtidos nas lagoas anaeróbias (A9 e A10) do Sistema XVI que, também foram analisadas com amostras de coluna e, apresentaram concentrações

de fósforo total próximas à do esgoto bruto. Esses resultados indicam que a amostra de coluna possui uma maior capacidade de recuperação de materiais em suspensão ou que estão sedimentando, abaixo do nível do efluente.

A concentração média de fósforo total na lagoa facultativa secundária permaneceu a mesma da lagoa anaeróbia (5,1 mgP/l), diminuindo para 4,5 mgP/l na lagoa de maturação M25. Essa concentração permaneceu praticamente constante até a lagoa M29, diminuindo em seguida, gradativamente, até a última lagoa (M32) onde foi encontrada uma concentração de 3,7 mgP/l (Figura 3.4). A eficiência de remoção de fósforo total com base nesse tipo de amostra foi de 31%.

Na lagoa anaeróbia, a concentração média de ortofosfato solúvel foi semelhante à verificada na amostra de efluente, apresentando um valor de 3,4 mgP/l. Ao longo da série, essa tendência também foi observada e as concentrações médias de ortofosfato solúvel se situaram próximas aos valores verificados nas amostras de efluente (Figura 3.4), tendo a última lagoa apresentado uma concentração média de 2,8 mgP/l. Dessa forma, a concentração de ortofosfato solúvel sofreu ao longo da série, um aumento de 17% em relação ao esgoto bruto.

### 3.6 - Resultados da determinação das formas de fósforo

A Tabela 3.7 apresenta os valores médios de todas as frações de fósforo analisadas no esgoto bruto e nos Sistemas XVI e XVII no período de maio a outubro de 1992. No Sistema XVI, devido

ao elevado número de amostras, foi feita uma seleção das lagoas que seriam analisadas, sendo escolhidas uma lagoa anaeróbia (A9), a lagoa facultativa secundária mais rasa (F21) e a mais profunda (F24), a lagoa de maturação primária (M15), três lagoas de maturação secundárias sendo, a mais profunda (M16), uma mais rasa (M18) e uma com profundidade intermediária (M17) e três lagoas de maturação terciárias (M22, M23, M24).

No esgoto bruto, cerca de 54% do fósforo total era ortofosfato, 28%, era fósforo hidrolizável e 18%, fósforo orgânico. A grande maioria do ortofosfato (77%) estava na forma solúvel enquanto que a maior parte do fósforo hidrolizável (81%) e do fósforo orgânico (90%) estavam na forma particulada.

Nos sistemas experimentais foi observado um predomínio mais acentuado da forma ortofosfato, sendo que, a quase totalidade deste estava na fração solúvel.

No Sistema XVI, na lagoa A9, a relação ortofosfato total/fósforo total aumentou para 76% enquanto que as frações de fósforo hidrolizável e orgânico diminuíram respectivamente para 15 e 9%. O aumento da proporção do ortofosfato no fósforo total foi consequência da mineralização do fósforo orgânico e da hidrólise de polifosfatos. O ortofosfato solúvel representou 91% do ortofosfato total. Nas lagoas facultativas (F21 e F24) e de maturação (M15) a fração de ortofosfato no fósforo total foi de 84%. A grande maioria (90%) desse ortofosfato estava na forma solúvel. Nas lagoas posteriores à M15 houve predomínio de condições favoráveis à remoção de ortofosfato solúvel tais como elevados valores de pH e biomassa de algas. Consequentemente as

relações ortofosfato total/fósforo total e ortofosfato solúvel/ortofosfato total diminuíram atingindo na lagoa M24 valores de 48 e 54%, respectivamente.

No Sistema XVII, quando analisado com amostras de efluente, a fração de ortofosfato no fósforo total aumentou para 78%, como consequência do predomínio de condições favoráveis à mineralização do fósforo orgânico assim como à hidrólise de polifosfatos, além da sedimentação do fósforo total. O fósforo hidrolizável representou 12% do fósforo total e o fósforo orgânico 10%. A relação entre o ortofosfato solúvel e o ortofosfato total foi de 97%. Ao longo da série essas relações permaneceram praticamente constantes visto que o sistema não promoveu remoções de ortofosfato solúvel.

Quando analisado com amostras de coluna o sistema apresentou um comportamento semelhante ao observado nas amostras de efluentes, comprovando mais uma vez o predomínio da forma ortofosfato.

Tabela 3.6 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina do Sistema XVII baseados em amostras de efluente (janeiro a outubro/92).

Parâmetros		EBC	A11	F26	M25	M26	M27	M28	M29	M30	M31	M32
P-tot (mgP/l)	X	5,4	4,3	4,5	4,4	4,6	4,3	4,4	4,0	3,7	3,4	3,2
	MIN	2,6	2,6	2,4	2,3	3,0	3,4	3,3	2,6	1,6	1,3	1,3
	MAX	9,1	6,3	6,8	7,0	6,9	5,7	7,1	6,4	6,6	6,4	6,5
P-sol (mgP/l)	X	2,4	3,5	3,2	2,9	2,8	2,8	2,9	2,9	2,9	2,6	2,5
	MIN	0,8	1,9	1,5	1,0	1,1	0,2	0,4	1,4	1,0	0,9	1,1
	MAX	4,8	5,4	5,2	4,2	4,2	4,0	4,6	5,2	5,5	5,6	5,9
pH	X	7,3	7,2	7,4	7,6	7,7	7,7	7,8	7,9	8,1	8,2	8,4
	MIN	6,5	6,9	7,1	7,4	7,1	7,2	7,6	7,4	7,6	7,4	7,8
	MAX	7,9	7,5	7,8	7,9	8,0	8,1	8,1	8,4	8,6	8,7	8,8
OD (mg/l)	X	0,2*	0,2*	0,8	2,1	2,7	3,9	4,5	4,4	5,4	6,0	7,5
	MIN	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3	1,1	1,0	0,2	1,3	2,1
	MAX	3,9	0,7	4,5	4,1	4,4	7,9	7,1	7,4	13,4	13,2	14,0
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	X	186	35	26	58	11	11	27	8	6	6	7
	MIN	101	13	9	3	4	4	4	3	3	3	4
	MAX	380	81	55	31	25	14	15	10	13	17	20
T (°C)	X		23	22	22	22	22	22	22	22	22	22
	MIN	ND	20	20	20	21	21	21	21	21	21	21
	MAX		28	26	25	25	25	25	25	25	25	24
CLA (ug/l)	X			282	93	76	117	111	115	109	138	166
	MIN	ND	ND	31	29	21	41	21	21	12	29	11
	MAX			770	1047	575	708	575	397	324	309	479

ND - não determinado

\* Os valores de OD no esgoto bruto e na lagoa anaerôbia são equivalentes a zero, devido a precisão do aparelho utilizado nas medições.

Tabela 3.7 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados durante a monitoração de rotina do Sistema XVII baseados em amostras de coluna (janeiro a outubro/92).

Parâmetros		EBC	A11	F26	M25	M26	M27	M28	M29	M30	M31	M32
P-tot (mgP/l)	X	5,4	5,1	5,1	4,5	4,5	4,5	4,6	4,3	4,0	3,8	3,7
	MIN	2,5	3,0	1,9	1,6	2,6	2,5	2,6	2,7	1,8	1,4	1,4
	MAX	9,1	8,6	8,7	6,6	8,5	8,2	7,0	6,3	8,8	7,1	7,9
P-sol (mgP/l)	X	2,4	3,4	3,0	2,7	2,7	2,8	3,0	3,2	2,9	2,8	2,8
	MIN	0,8	1,8	0,7	0,8	0,6	0,6	1,3	2,0	1,1	0,9	0,8
	MAX	4,8	5,4	4,4	4,5	4,2	5,5	4,0	5,3	5,1	5,6	5,8
pH	X	7,3	7,2	7,5	7,6	7,7	7,8	7,8	8,0	8,1	8,2	8,4
	MIN	6,5	6,8	6,8	7,0	7,0	7,4	7,3	7,0	7,3	7,5	7,6
	MAX	7,9	7,5	7,8	7,9	8,0	8,0	8,3	8,6	8,8	8,8	9,0
OD (mg/l)	X	0,2*	0,1*	0,4	1,4	2,1	3,4	3,4	3,4	4,2	4,1	5,9
	MIN	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,5	0,6	0,7	0,6	0,6	2,7
	MAX	3,9	0,4	2,4	6,6	4,6	8,8	5,5	6,2	9,6	9,6	15,1
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	X	186	51	24	14	9	8	6	7	11	11	11
	MIN	101	18	12	3	3	3	3	3	6	6	6
	MAX	380	98	79	54	29	23	18	27	21	18	18
T (°C)	X		22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
	MIN	ND	21	20	20	20	20	20	20	20	20	20
	MAX		28	26	25	25	26	25	25	26	25	26
CLA (ug/l)	X			186	120	115	135	138	141	135	151	194
	MIN	ND	ND	25	16	24	52	37	25	2	14	15
	MAX			417	468	355	302	550	537	339	316	468

ND - não determinado

\* Os valores de OD no esgoto bruto e na lagoa anaeróbia são equivalentes a zero, devido a precisão do aparelho utilizado nas medições.

Tabela 3.8 - Valores médios das formas de fósforo analisadas nos sistemas experimentais durante o período de maio a outubro de 1992.

	PT	POT	PHT	POgT	PTS	POS	PHS	POgS	PTP	POP	PHP	POgP	
EBC	5,6	3,0	1,6	1,0	2,7	2,3	0,3	0,1	2,9	0,7	1,3	0,9	
Sistema XVI	A9	4,6	3,5	0,7	0,4	3,5	3,2	0,1	0,2	1,1	0,3	0,6	0,2
	F21	5,0	4,2	0,5	0,3	4,3	3,7	0,3	0,3	0,7	0,5	0,2	0,0
	F24	4,9	4,1	0,4	0,4	4,3	3,8	0,4	0,1	0,6	0,3	0,0	0,3
	M15	4,5	3,7	0,5	0,3	3,8	3,1	0,5	0,2	0,7	0,6	0,0	0,1
	M16	2,8	1,8	0,6	0,4	1,8	1,4	0,3	0,1	1,0	0,4	0,3	0,3
	M17	3,2	1,8	0,6	0,8	1,7	1,1	0,3	0,3	1,5	0,7	0,3	0,5
	M18	4,8	2,7	1,5	0,6	2,0	1,6	0,2	0,2	2,8	1,1	1,3	0,4
	M22	2,1	1,2	0,7	0,2	0,9	0,8	0,1	0,0	1,2	0,4	0,6	0,2
	M23	2,3	1,1	0,8	0,4	0,9	0,7	0,1	0,1	1,4	0,4	0,7	0,3
M24	2,7	1,3	0,8	0,6	0,7	0,7	0,0	0,0	2,0	0,6	0,8	0,6	
Sistema XVII (efluente)	A11	4,2	3,3	0,6	0,4	3,7	3,3	0,2	0,2	0,5	0,0	0,4	0,1
	F26	4,7	3,4	0,7	0,6	3,5	3,2	0,2	0,1	1,2	0,2	0,5	0,5
	M25	4,5	3,3	0,8	0,4	3,6	3,2	0,2	0,2	0,9	0,1	0,6	0,2
	M26	4,6	3,8	0,5	0,3	3,6	2,8	0,5	0,3	1,0	1,0	0,0	0,0
	M27	4,7	2,8	0,8	1,1	2,7	2,4	0,2	0,1	2,0	0,4	0,6	1,0
	M28	4,7	2,9	1,2	0,6	2,8	2,6	0,1	0,1	1,9	0,3	1,1	0,5
	M29	4,2	3,3	0,8	0,1	3,2	2,8	0,4	0,0	1,0	0,5	0,4	0,1
	M30	3,8	3,0	0,5	0,3	2,9	2,5	0,2	0,2	0,9	0,5	0,3	0,1
	M31	3,4	2,9	0,3	0,2	2,8	2,5	0,2	0,1	0,6	0,4	0,1	0,1
	M32	2,8	2,3	0,3	0,2	2,3	2,1	0,1	0,1	0,5	0,2	0,2	0,1
Sistema XVII (coluna)	A11	5,2	3,9	0,4	0,9	4,0	3,5	0,3	0,2	1,2	0,4	0,1	0,7
	F26	4,8	3,2	0,9	0,7	3,6	3,0	0,2	0,4	1,2	0,2	0,7	0,3
	M25	4,7	3,0	0,9	0,8	3,5	2,8	0,1	0,6	1,2	0,2	0,8	0,2
	M26	4,4	3,4	0,8	0,2	3,8	3,2	0,4	0,2	0,6	0,2	0,4	0,0
	M27	4,0	3,6	0,3	0,1	3,5	3,2	0,2	0,1	0,5	0,4	0,1	0,0
	M28	4,4	3,7	0,2	0,5	3,5	3,3	0,1	0,1	0,9	0,4	0,1	0,4
	M29	3,6	3,0	0,3	0,3	3,0	2,8	0,1	0,1	0,6	0,2	0,2	0,2
	M30	2,8	2,2	0,3	0,3	2,3	1,9	0,2	0,2	0,5	0,3	0,1	0,1
	M31	2,5	1,8	0,3	0,4	2,0	1,6	0,1	0,3	0,5	0,2	0,2	0,1
M32	2,4	1,5	0,4	0,5	1,8	1,4	0,1	0,3	0,6	0,1	0,3	0,2	

PT - Fósforo total  
 POT- Fósforo ortofosfato total  
 PHT- Fósforo hidrolizável total  
 PHS- Fósforo hidrolizável solúvel  
 PHP- Fósforo hidrolizável particulado  
 PTS- Fósforo total solúvel  
 POS- Fósforo ortofosfato solúvel  
 POP- Fósforo ortofosfato particulado  
 POGT- Fósforo orgânico total  
 POgS- Fósforo orgânico solúvel  
 POgP- Fósforo orgânico particulado

UNIDADE - mgP/l

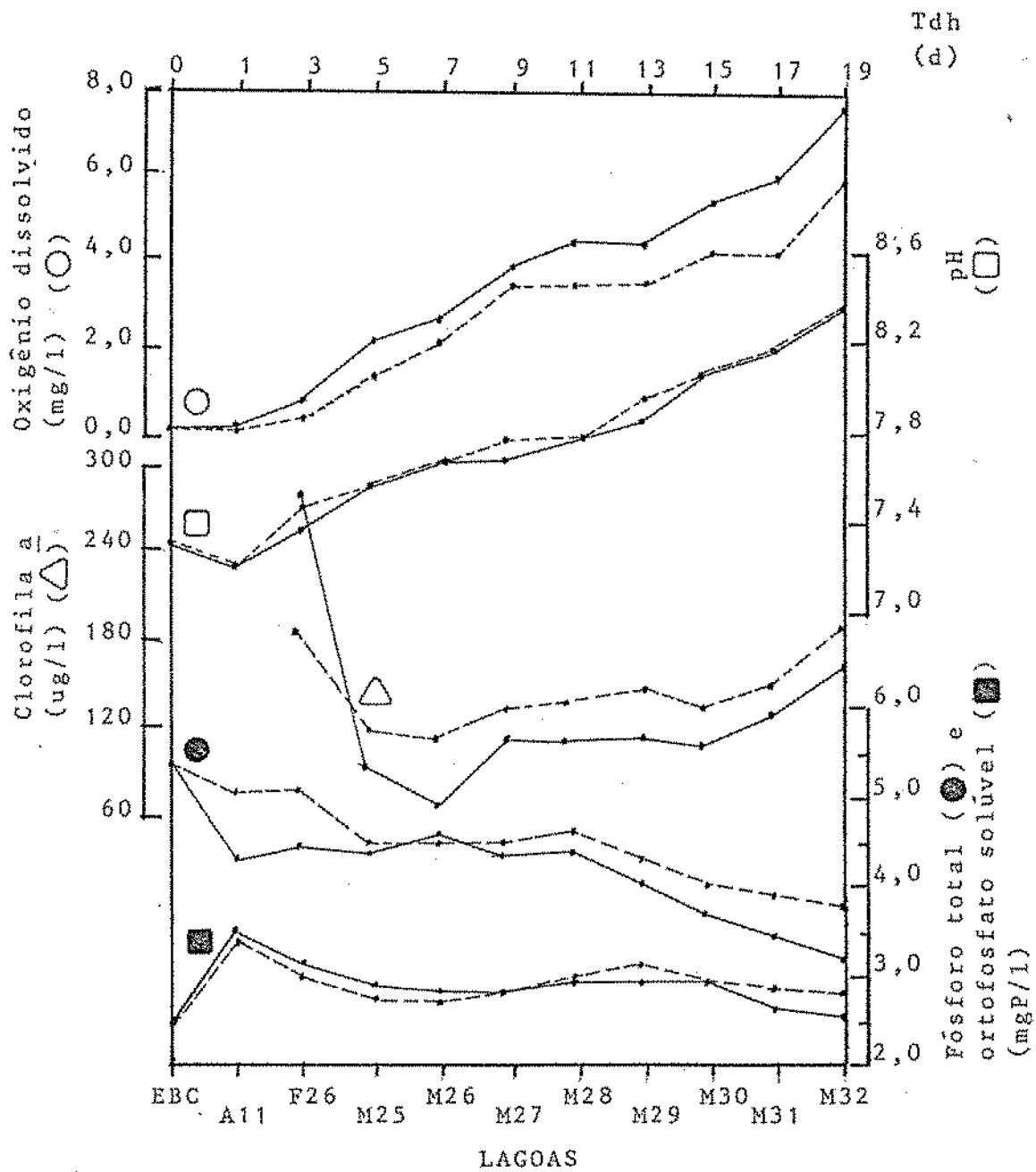


Figura 3.4 - Variação das concentrações médias de oxigênio dissolvido, pH, clorofila "a", fósforo total e ortofosfato solúvel, ao longo da série (Sistema XVII), para amostras de efluente (—) e coluna (---), no período de janeiro a outubro de 1992.



#### 4.0 - DISCUSSÃO

Os principais aspectos que devem ser levados em consideração na análise da presença de fósforo nos efluentes de estações de tratamento de esgotos são o lançamento em corpos receptores e a sua reutilização.

A eutrofização é a principal consequência do lançamento de efluentes contendo micro e macro nutrientes, em corpos receptores. As consequências indesejáveis da eutrofização levam à adoção de medidas que visem evitar, reverter ou controlar tal fenômeno, sendo a limitação ou eliminação das fontes de nutrientes, aquela de maior eficiência. Dessa forma, as estações de tratamento de esgotos devem promover remoções de nutrientes ao nível correto para permitir que seus efluentes possam ser lançados em um determinado corpo receptor sem causar danos ao meio ambiente. De acordo com a literatura (Sawyer e McCarty, 1978 e WPCF, 1983), o nível crítico de fósforo em um corpo aquático, abaixo do qual não ocorre o desenvolvimento de algas é em torno de 0,005 mgP/l.

Se por um lado a presença de determinadas concentrações de nutrientes podem ocasionar sérios danos ao meio ambiente, por outro, pode ser considerada de grande valor, quando os efluentes são reutilizados, para irrigação ou aquicultura, por exemplo. Sob esse aspecto, além da preservação do meio ambiente, pode ser obtida uma fonte contínua de nutrientes, necessária à produção de

produtos agrícolas e de proteína animal tais como peixes e crustáceos. O elevado custo da água em países desenvolvidos e, sua escassez em regiões de clima quente, tornam a reutilização de efluentes uma prática bastante atraente.

A EXTRABES vem desde 1977 estudando, sistematicamente, lagoas de estabilização em série, sob diferentes configurações, com o objetivo de obter efluentes de boa qualidade sanitária, associado à economia de terreno (Silva, 1982; Soares, 1985; de Oliveira, 1990), além de estudos sobre o comportamento de nutrientes (de Souza, 1988; da Silva, 1992). Essas pesquisas vêm comprovando que este tipo de tratamento produz efluentes de boa qualidade sanitária mas apresentando concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel em torno de 4,0 e 2,5 mgP/l, respectivamente. Em muitas circunstâncias, essas concentrações ainda são elevadas para permitir o lançamento desses efluentes de forma segura em corpos receptores. No entanto, particularmente na região nordeste do Brasil, onde o clima é árido e não há abundância de água, a reutilização de efluentes de lagoas de estabilização representa mais um recurso para obtenção de produtos agrícolas, tais como fibras vegetais (algodão; Kandiah, 1988), forragens (alfafa; Duron, 1988, Kalthem e Jamaan, 1988), grãos (milho, soja, arroz; Shende *et al.*, 1988), frutas e legumes (Kalthem e Jamaan, 1988; Shende *et al.*, 1988). Essa prática já vem sendo utilizada em muitos países, entre eles, Alemanha, Estados Unidos, Índia, Inglaterra, Israel, México (Shelef *et al.*, 1985; WHO, 1989) e, países árabes (Pescod, 1986), contribuindo para a preservação do meio ambiente e, ajudando no

fortalecimento da economia local.

Os sistemas experimentais analisados neste trabalho apresentaram resultados bastante distintos quanto à remoção das formas de fósforo.

A eficiência de remoção de fósforo total na série longa (TDH = 19d e prof. = 1,5 m), com base em amostras de efluente, foi de 41%, atingindo a concentração de 3,2 mgP/l, no efluente final. A concentração de ortofosfato solúvel no efluente da última lagoa (2,5 mgP/l) foi praticamente a mesma obtida no esgoto bruto (2,4 mg/l). A série longa apresentou, quanto à remoção de fósforo, resultados dentro dos já observados na EXTRABES, em outras séries de lagoas. As remoções de fósforo total e ortofosfato solúvel, nesse sistema, foram inferiores às observadas por Silva (1982), nos experimentos I (TDH = 29,1d) e III (TDH = 17d), em uma série de lagoas mais rasas (1,0m), e superiores às verificadas por de Oliveira (1990), em uma série mais profunda (2,2m), em dois experimentos com tempos de detenção hidráulica de 25 e 40 dias respectivamente. Esses resultados indicam que maiores tempos de detenção hidráulica não implicam, necessariamente, em maiores remoções de fósforo, estando essas bem mais condicionadas à profundidade das lagoas.

Quando analisado com amostras de coluna, o Sistema XVII apresentou concentrações médias de fósforo total superiores às observadas nas amostras de efluentes, apresentando uma eficiência de remoção de 31%, em relação à concentração do esgoto bruto. Esses resultados indicam que a amostra de coluna possui uma maior capacidade de recuperação de materiais em suspensão ou que estão

sedimentando abaixo do nível do efluente. As concentrações médias de ortofosfato solúvel ao longo da série se situaram próximas aos valores verificados nas amostras de efluentes. Somente na última lagoa foi observada uma diferença mais acentuada. Dessa forma, quando analisada com base nesse tipo de amostra a concentração média de ortofosfato solúvel sofreu um aumento de 17% em relação à concentração do esgoto bruto.

O Sistema XVI apresentava uma configuração bem mais complexa, tendo sido analisado com base em amostras de coluna. Esse sistema era constituído por diferentes séries de lagoas, sendo que, duas delas, tinham como estágio final, lagoas de maturação secundárias (M19 e M20) e, quatro, lagoas de maturação terciárias (M21 a M24). Com exceção da lagoa de maturação primária M15 (1,0m), todas as lagoas de maturação de Sistema XVI apresentavam profundidades inferiores a 1,0m. Nas séries até as lagoas de maturação terciárias (TDH = 19,6d) foram verificadas remoções de fósforo total entre 42 e 54% e remoções de ortofosfato solúvel entre 29 e 63%. Apesar do curto tempo de detenção hidráulica e do procedimento utilizado para as coletas de amostras as remoções de fósforo total foram semelhantes à observada por Silva (1982) na série rasa (1,0m), Experimento I (TDH = 29,1d), e superaram as verificadas por de Oliveira (1990) nos seus dois experimentos. Além disso, as remoções de ortofosfato solúvel foram, em média, superiores às observadas em outros sistemas de lagoas já estudados na EXTRABES, confirmando mais uma vez a importância da profundidade das lagoas na remoção de fósforo. No Sistema XVI, foi observado, particularmente nas

lagoas de maturação, o predomínio de elevados valores de pH e biomassa de algas, contribuindo para uma boa atuação dos mecanismos da precipitação química e assimilação biológica na remoção de fósforo. Na série cujo estágio final era a lagoa de maturação secundária M19 (TDH = 12,6d), foram encontradas remoções de fósforo total e ortofosfato solúvel de respectivamente 15 e 25%. Esses resultados superam os obtidos por de Oliveira (1990), em dois experimentos (TDH = 25 e 40d) numa série de cinco lagoas profundas (2,2m). Por outro lado, a série até a lagoa M20 (TDH = 10,6d) foi a única que não promoveu nenhuma remoção das formas de fósforo estudadas. Isso ocorreu devido ao mal desempenho da lagoa de maturação M20, que estava submetida a uma carga orgânica superficial três vezes maior que as outras lagoas de maturação secundárias.

Comparando os resultados obtidos nos sistemas experimentais estudados neste trabalho com aqueles encontrados por Silva (1982) e de Oliveira (1990), foi possível constatar que a profundidade das lagoas é um fator que tem grande influência na remoção de fósforo, principalmente ortofosfato solúvel. O Sistema XVI, até o estágio terciário de lagoas de maturação, o Sistema XVII e a série rasa (1,0m) estudada por Silva (1982), apresentaram resultados bastantes semelhantes em relação à remoção de fósforo total, superando os resultados encontrados por de Oliveira (1990), na série profunda (2,2m). As maiores remoções de ortofosfato solúvel foram obtidas no Sistema XVI e na série estudada por Silva (1982), que eram os sistemas que apresentavam menores profundidades médias. O Sistema XVII e a série estudada

por de Oliveira (1990), eram sistemas mais profundos, ocorrendo em ambos, uma tendência de aumento nas concentrações de ortofosfato solúvel.

Finalmente, é possível destacar que a combinação de fatores como carga orgânica, tempo de detenção hidráulica e profundidade, numa série de lagoas de estabilização é uma consideração de projeto indispensável para obtenção de concentrações adequadas de fósforo nos efluentes finais.

## 5.0 - CONCLUSÕES

A análise dos resultados obtidos durante a monitoração de rotina dos sistemas experimentais permitiu concluir que:

a) a adoção de parâmetros adequados no projeto de sistemas de lagoas de estabilização, tais como profundidade, carga orgânica e tempo de detenção hidráulica, é um fator de grande importância eficiência de remoção de fósforo;

b) sistemas de lagoas de estabilização com menores profundidades e cargas orgânicas adequadas são mais eficientes na remoção de fósforo que sistemas mais profundos. Essa maior eficiência é consequência do predomínio de condições favoráveis à remoção tais como elevados valores de pH e biomassa de algas;

c) em regiões carentes de recursos hídricos, como o nordeste brasileiro, onde há escassez de alimentos para a maior parte da população, efluentes de sistemas de lagoas de estabilização podem ser utilizados na irrigação. Nesse caso, a cultura irrigada cumpre papel de tratamento terciário, visto que os nutrientes presentes nos efluentes serão incorporados pelas plantas durante o crescimento. Dessa forma, é possível diminuir ou até mesmo eliminar os gastos com fertilizantes comerciais inorgânicos, além de aumentar a oferta de alimentos a um custo mais acessível para a população;

d) em lagoas de estabilização a forma de fósforo predominante é ortofosfato, sendo que a grande maioria deste se encontra na forma solúvel. Isto é uma vantagem a mais quando os efluentes são utilizados para irrigação já que o ortofosfato é a forma de fósforo mais prontamente assimilável pelas plantas;

e) a amostra de coluna tem maior capacidade de recuperação de materiais que se distribuem ao longo da profundidade, logo, é mais representativa de toda a massa líquida.



ANEXO 1

TABELAS REFERENTES AO TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS  
DADOS ANALISADOS DURANTE A MONITORAÇÃO DE ROTINA  
DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS

Tabela 1 - Dados estatísticos relacionados com os valores de Fósforo Total (mgP/l).

AMOSTRA		n	X	S	S <sup>2</sup>	Min	Max	Limites de confiança de 95%	
								L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
EBC		73	5,4	1,381	1,908	2,5	9,1	5,1	5,7
	A9	41	5,1	1,518	2,306	2,2	8,2	4,6	5,6
	A10	40	5,3	1,667	2,780	2,4	9,2	4,8	5,8
	A9-10	41	5,4	1,582	2,504	2,3	9,1	4,9	5,9
	F21	39	5,3	1,098	1,207	3,2	7,7	5,0	5,6
S	F22	39	5,1	0,973	0,946	3,1	8,0	4,8	5,4
I	F23	40	5,0	0,988	0,977	3,0	7,6	4,7	5,3
S	F24	41	5,1	1,005	1,011	2,9	7,4	4,8	5,4
T C	F25	39	5,1	1,072	1,149	3,5	8,0	4,8	5,4
E D	F21-25	39	5,0	1,213	1,471	1,3	7,7	4,6	5,4
M L	M15	41	4,7	1,186	1,407	2,7	8,5	4,3	5,1
A U	M16	41	3,5	1,571	2,470	1,1	8,1	3,0	4,0
N	M17	41	3,5	1,593	2,538	1,5	7,8	3,0	4,0
X A	M18	40	4,6	1,573	2,365	2,3	8,1	4,1	5,1
V	M19	40	4,6	1,735	3,010	1,8	7,9	4,1	5,1
I	M20	40	5,5	1,453	2,112	3,0	8,4	5,0	6,0
	M16-18	41	4,0	1,379	1,901	2,3	7,1	3,6	4,4
	M21	40	2,9	1,516	2,301	1,5	7,7	2,4	3,4
	M22	41	2,5	1,323	1,750	1,2	7,4	2,1	2,9
	M23	41	3,1	1,497	2,243	1,6	7,5	2,6	3,6
	M24	41	3,1	1,124	1,265	1,4	7,0	2,8	3,4
S	A11	16	4,3	0,975	0,950	2,6	6,3	3,8	4,8
I E	F26	16	4,5	1,153	1,341	2,4	6,8	3,9	5,1
S F	M25	16	4,4	1,342	1,802	2,3	7,0	3,7	5,1
T L	M26	16	4,6	1,058	1,119	3,0	6,9	4,0	5,2
U	M27	16	4,3	0,750	0,562	3,4	5,7	3,9	4,7
E	M28	16	4,4	1,190	1,417	3,3	7,1	3,7	5,1
X N	M29	16	4,0	1,015	1,030	2,6	6,4	3,4	4,6
V T	M30	16	3,7	1,304	1,700	1,6	6,6	3,0	4,4
I E	M31	16	3,4	1,324	1,755	1,3	6,4	2,7	4,1
I	M32	16	3,2	1,355	1,827	1,3	6,5	2,5	3,9
S	A11	18	5,1	1,439	2,072	3,0	8,6	4,4	5,8
I	F26	19	5,1	1,535	2,358	1,9	8,7	4,3	5,9
S C	M25	18	4,5	1,185	1,404	1,6	6,6	3,9	5,1
T O	M26	18	4,5	1,227	1,506	2,6	8,5	3,9	5,1
L	M27	17	4,5	1,176	1,384	2,5	8,2	3,9	5,1
U	M28	17	4,6	1,131	1,279	2,6	7,0	4,0	5,2
X N	M29	18	4,3	1,275	1,626	2,7	6,3	3,6	5,0
V A	M30	18	4,0	1,876	3,521	1,8	8,8	2,2	5,8
I	M31	18	3,8	1,837	3,376	1,4	7,1	2,9	4,7
I	M32	18	3,7	1,973	3,895	1,4	7,9	2,7	4,7

Tabela 2 - Dados estatísticos relacionados com os valores de Ortofosfato Solúvel (mgP/l)

AMOSTRA		n	X	S	S <sup>2</sup>	Min	Max	Limites de confiança de 95%	
								L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
ERC		65	2,4	0,735	0,541	0,8	4,8	2,2	2,6
	A9	39	3,5	1,003	1,006	0,7	6,2	3,2	3,8
	A10	41	3,6	1,078	1,163	0,7	6,8	3,3	3,9
	A9-10	39	3,6	1,017	1,035	0,7	5,9	3,3	3,9
	F21	40	3,7	0,953	0,908	1,0	5,5	3,4	4,0
S	F22	40	3,5	0,898	0,807	1,5	5,2	3,2	3,8
I	F23	39	3,4	1,033	1,067	1,0	5,1	3,1	3,7
S	F24	40	3,3	1,085	1,177	0,4	5,2	3,0	3,6
T	F25	40	3,3	1,172	1,374	0,1	4,7	2,9	3,7
E	F21-25	39	3,4	0,935	0,874	1,1	4,8	3,1	3,7
M	M15	41	2,9	1,193	2,260	0,4	4,7	2,5	3,3
A	M16	39	1,9	1,018	1,036	0,3	4,3	1,6	2,2
	M17	39	1,8	1,186	1,406	0,3	5,8	1,4	2,2
	M18	41	1,8	1,029	1,060	1,2	3,5	1,5	2,1
X	M19	41	1,8	1,025	1,052	0,2	3,5	1,5	2,1
V	M20	41	2,8	1,323	1,751	0,6	5,6	2,4	3,2
I	M16-18	40	1,8	0,986	0,972	0,3	3,5	1,5	2,1
	M21	41	1,0	0,827	0,684	0,2	4,9	0,7	1,3
	M22	39	0,9	0,784	0,615	0,2	4,3	0,7	1,1
	M23	40	1,7	1,358	1,844	0,3	5,7	1,3	2,1
	M24	39	1,4	1,077	1,161	0,2	4,6	1,1	1,7
S	A11	16	3,5	0,873	0,763	1,9	5,4	3,0	4,0
I	F26	16	3,2	0,956	0,914	1,5	5,2	2,7	3,7
S	F	16	2,9	0,790	0,624	1,0	4,2	2,5	3,3
T	L	16	2,8	0,883	0,780	1,1	4,2	2,3	3,3
	U	16	2,9	1,007	1,015	0,2	4,0	2,2	3,4
	E	16	2,9	0,960	0,922	0,4	4,6	2,4	3,4
X	N	16	2,9	0,910	0,828	1,4	5,2	2,4	3,4
V	T	16	2,9	1,204	1,451	1,0	5,5	1,8	4,0
I	E	16	2,6	1,223	1,496	0,9	5,6	1,9	3,3
I		16	2,5	1,297	1,683	1,1	5,9	1,8	3,2
S	A11	18	3,4	0,766	0,588	1,8	4,9	3,0	3,8
I	F26	18	3,0	0,926	0,858	0,7	4,4	2,5	3,5
S	C	17	2,7	1,200	1,441	0,8	4,5	2,1	3,3
T	O	16	2,7	1,144	1,310	0,6	4,2	2,1	3,3
	L	18	2,8	1,205	1,452	0,6	5,5	2,2	3,4
	U	17	3,0	0,592	0,351	1,3	4,0	2,7	3,3
X	N	17	3,2	0,823	0,677	2,0	5,3	2,8	3,6
V	A	18	2,9	1,223	1,496	1,1	5,1	2,3	3,5
I	M31	18	2,8	1,520	2,311	2,0	5,6	2,0	3,6
I	M32	18	2,8	1,742	3,035	0,8	5,8	1,9	3,7

Tabela 3 - Dados estatísticos relacionados com os valores de pH.

=====								
							Limites de confi-	
							ança de 95%	
AMOSTRA	n	X	S	S <sup>2</sup>	Min	Max	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
=====								
EBC	75	7,3	0,288	0,083	6,5	7,9	7,2	7,4
-----								
A9	44	7,2	0,301	0,090	6,5	7,7	7,1	7,3
A10	44	7,2	0,289	0,083	6,5	7,7	7,1	7,3
A9-10	44	7,2	0,280	0,078	6,6	7,7	7,1	7,3
F21	43	7,5	0,350	0,122	6,8	8,3	7,4	7,6
S F22	44	7,5	0,320	0,102	7,0	8,6	7,4	7,6
I F23	44	7,5	0,305	0,093	6,9	8,3	7,4	7,6
S F24	44	7,6	0,328	0,107	7,0	8,6	7,5	7,7
T C F25	44	7,6	0,318	0,101	7,0	8,5	7,5	7,7
E D F21-25	44	7,6	0,298	0,088	7,2	8,4	7,5	7,7
M L M15	44	8,0	0,343	0,117	7,3	8,9	7,9	8,1
A U M16	44	8,8	0,541	0,292	7,5	10,0	8,6	9,0
N M17	44	8,8	0,565	0,319	7,5	10,0	8,6	9,0
A M18	44	8,7	0,562	0,316	7,8	10,2	8,8	8,9
X M19	44	8,7	0,613	0,376	7,3	9,9	8,5	8,9
V M20	43	8,0	0,391	0,153	7,3	9,5	7,9	8,1
I M16-18	44	8,8	0,455	0,207	7,9	9,6	8,7	8,9
M21	44	9,2	0,423	0,179	8,2	10,0	9,1	9,3
M22	44	9,1	0,493	0,243	7,4	9,8	9,0	9,2
M23	44	8,6	0,809	0,655	7,0	9,7	8,4	8,8
M24	44	9,1	0,424	0,180	8,1	9,7	9,0	9,2
-----								
S A11	16	7,2	0,161	0,026	6,9	7,5	7,1	7,3
I E F26	16	7,4	0,228	0,052	7,1	7,8	7,3	7,5
S F M25	16	7,6	0,129	0,016	7,4	7,9	7,5	7,7
T L M26	16	7,7	0,209	0,043	7,1	8,0	7,6	7,8
U M27	16	7,7	0,207	0,043	7,2	8,1	7,6	7,8
E M28	16	7,8	0,152	0,023	7,6	8,1	7,7	7,9
X N M29	16	7,9	0,263	0,069	7,4	8,4	7,8	8,0
V T M30	16	8,1	0,307	0,094	7,6	8,6	7,9	8,3
I E M31	16	8,2	0,374	0,140	7,4	8,7	8,0	8,4
I M32	16	8,3	0,349	0,122	7,8	8,8	8,1	8,5
-----								
S A11	19	7,2	0,175	0,030	6,8	7,5	7,1	7,3
I F26	19	7,5	0,256	0,075	6,8	7,8	7,4	7,6
S C M25	19	7,6	0,218	0,047	7,0	7,9	7,5	7,7
T D M26	19	7,7	0,211	0,044	7,0	8,0	7,6	7,8
L M27	19	7,7	0,159	0,025	7,4	8,0	7,7	7,9
U M28	19	7,8	0,232	0,053	7,3	8,3	7,7	7,9
X N M29	19	8,0	0,369	0,136	7,0	8,6	7,8	8,2
V A M30	19	8,1	0,401	0,161	7,3	8,0	7,9	8,3
I M31	19	8,2	0,447	0,200	7,5	8,8	8,0	8,4
I M32	19	8,3	0,471	0,222	7,6	9,0	8,1	8,5
=====								

Tabela 4 - Dados estatísticos relacionados com os valores de Oxigênio Dissolvido (mg/l).

							Limites de confiança de 95%	
AMOSTRA	n	X	S	S <sup>2</sup>	Min	Max	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
EBC	76	0,2	0,452	0,204	0,0	3,9	0,1	0,3
A9	44	0,1	0,191	0,036	0,0	0,9	0,0	0,2
A10	44	0,2	0,458	0,210	0,0	2,8	0,1	0,3
F21	41	1,3	1,812	3,285	0,0	7,4	0,7	1,9
S F22	43	2,4	3,499	12,240	0,0	16,0	1,3	3,5
I F23	44	1,9	2,372	5,627	0,0	9,5	1,2	2,6
S F24	44	1,9	2,526	6,383	0,0	8,5	1,1	2,7
T C F25	44	2,1	3,048	9,290	0,0	13,6	1,2	3,0
E O M15	44	4,5	3,235	10,460	0,0	11,8	3,5	5,5
M L M16	44	8,4	4,597	21,136	0,6	19,8	7,0	9,8
A U M17	43	10,1	3,793	14,384	3,0	18,0	8,9	11,3
N M18	39	11,5	5,251	27,577	1,7	19,2	9,9	13,1
X A M19	41	12,6	4,586	21,035	2,5	19,8	11,2	14,0
V M20	41	6,2	3,889	15,123	0,2	15,6	5,0	7,4
I M21	43	10,2	5,464	29,855	0,5	19,4	8,6	11,8
M22	43	10,4	4,744	22,505	2,1	17,6	9,0	11,8
M23	42	9,0	5,710	32,608	0,1	18,4	7,3	10,7
M24	43	9,7	5,119	26,206	1,1	19,2	8,2	11,2
S A11	16	0,2	0,196	0,038	0,0	0,7	0,1	0,3
I E F26	16	0,8	1,201	1,443	0,1	4,5	0,1	1,5
S F M25	16	2,1	1,058	1,120	0,1	4,1	1,5	2,7
T L M26	16	2,7	1,207	1,457	0,2	4,4	2,0	3,4
U M27	16	3,9	1,670	2,790	0,3	7,9	3,0	4,8
E M28	16	4,5	1,502	2,256	1,1	7,1	3,7	5,3
X N M29	16	4,4	1,802	3,250	1,0	7,4	3,4	5,4
V T M30	16	5,4	3,209	10,301	0,2	13,4	3,6	7,2
I E M31	16	6,0	3,211	10,315	1,3	13,2	4,2	7,8
I M32	16	7,5	3,324	11,051	2,1	14,0	5,7	9,3
S A11	19	0,1	0,100	0,010	0,0	0,4	0,0	0,2
I F26	19	0,4	0,713	0,509	0,0	2,4	0,0	0,8
S C M25	19	1,4	1,669	2,785	0,0	6,6	0,6	2,0
T O M26	19	2,1	1,314	1,728	0,1	4,6	1,4	2,8
L M27	19	3,4	2,126	4,521	0,5	8,8	2,3	4,5
U M28	19	3,4	1,299	1,688	0,6	5,5	2,8	4,0
X N M29	19	3,4	1,408	1,983	0,7	6,2	2,7	4,1
V A M30	19	4,2	2,097	4,399	0,6	9,6	3,2	5,2
I M31	19	4,4	2,282	5,209	0,5	9,6	3,3	5,5
I M32	19	5,9	2,704	7,312	2,7	15,1	4,5	7,3

Tabela 5 - Dados estatísticos relacionados com os valores de  $DBO_5$  (mg/l).

							Limites de confiança de 95%	
AMOSTRA	n	X	S*	S <sup>2</sup> *	Min	Max	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
EBC	63	186	0,126	0,015	101	380	173	199
A9	43	59	0,270	0,073	17	309	49	69
A10	41	62	0,265	0,070	19	191	51	73
A9-10	42	65	0,240	0,058	25	234	55	75
S F21	38	26	0,271	0,073	8	100	21	31
S F22	40	24	0,259	0,067	8	95	20	28
I F23	38	24	0,256	0,065	8	105	20	28
S F24	37	20	0,308	0,095	8	105	16	24
T D F25	36	22	0,252	0,063	8	95	18	26
E D F21-25	39	27	0,224	0,050	12	102	23	31
M L M15	38	16	0,252	0,063	5	62	13	19
A U M16	39	18	0,226	0,051	5	51	15	21
M N M17	42	18	0,226	0,051	6	41	15	21
A M18	41	21	0,244	0,059	5	55	18	24
X M19	41	22	0,229	0,052	6	62	19	25
V M20	40	19	0,316	0,100	6	110	15	23
I M16-18	40	20	0,228	0,052	7	51	17	23
M21	41	21	0,232	0,053	6	51	18	24
M22	42	21	0,288	0,082	4	62	17	25
M23	40	15	0,289	0,083	4	49	12	18
M24	38	15	0,226	0,051	5	42	13	17
S A11	15	35	0,224	0,050	13	81	26	44
I E F26	14	26	0,161	0,025	9	55	21	31
S F M25	12	11	0,314	0,099	3	31	7	15
T L M26	12	11	0,269	0,072	4	25	7	15
U M27	11	8	0,186	0,034	4	14	6	10
E M28	13	6	0,229	0,052	3	15	4	8
X N M29	13	6	0,144	0,020	3	10	5	7
V T M30	11	7	0,182	0,033	3	13	5	9
I E M31	12	7	0,182	0,033	4	17	5	9
I M32	14	9	0,144	0,020	6	20	7	11
S A11	18	51	0,218	0,047	18	98	39	63
I F26	18	24	0,201	0,040	12	79	19	29
S D M25	14	14	0,322	0,103	3	54	9	19
T D M26	15	9	0,317	0,100	3	29	6	12
L M27	14	8	0,267	0,071	3	23	6	10
U M28	18	6	0,231	0,053	3	18	5	7
X N M29	15	7	0,273	0,074	3	27	5	9
V A M30	17	11	0,172	0,029	6	21	9	13
I M31	17	11	0,173	0,030	6	18	9	13
I M32	17	11	0,173	0,030	6	18	9	13

\* Baseada nos dados transformados:  $\log(x)$

Tabela 6 - Dados estatísticos relacionados com os valores de Clorofila a (ug/l).

								Limites de confiança de 95%	
AMOSTRA	n	X	S*	S <sup>2</sup> *	Min	Max	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	
	F21	40	339	0,383	0,146	15	2291	257	421
	F22	40	372	0,430	0,185	33	2138	273	471
S	F23	41	302	0,343	0,117	21	1318	236	368
I	F24	41	257	0,441	0,194	9	1514	188	324
S	F25	41	251	0,459	0,210	11	851	181	321
T C	M15	41	282	0,289	0,460	52	1000	229	335
E O	M16	41	247	0,383	0,147	54	3467	188	306
M L	M17	41	437	0,352	0,124	44	3981	340	534
A U	M18	41	676	0,377	0,142	71	4467	517	835
N	M19	41	724	0,323	0,104	110	4677	575	873
X A	M20	41	372	0,357	0,127	66	1738	288	456
V	M21	41	537	0,267	0,071	120	3981	444	630
I	M22	41	407	0,283	0,080	91	3080	333	481
	M23	41	263	0,309	0,095	91	2138	291	435
	M24	41	525	0,350	0,123	62	4070	409	641
-----									
S E	F26	15	282	0,349	0,122	31	770	179	385
I F	M25	15	93	0,427	0,183	29	1047	53	133
S L	M26	15	76	0,449	0,201	21	575	42	110
T U	M27	15	117	0,315	0,099	41	708	78	156
E	M28	15	111	0,401	0,160	21	575	66	156
X N	M29	15	115	0,272	0,073	21	397	81	149
V T	M30	15	109	0,341	0,116	12	324	70	148
I E	M31	15	138	0,262	0,069	29	309	98	178
I	M32	15	166	0,405	0,164	11	479	98	234
-----									
S	F26	19	186	0,319	0,102	25	417	129	243
I C	M25	18	120	0,437	0,191	14	468	72	168
S O	M26	19	115	0,297	0,088	24	355	82	148
T L	M27	19	135	0,228	0,052	52	302	104	166
U	M28	19	132	0,305	0,093	37	550	97	179
X N	M29	19	141	0,309	0,096	25	537	99	183
V A	M30	19	135	0,467	0,218	2	339	79	191
I	M31	19	151	0,307	0,094	14	316	106	196
I	M32	19	194	0,311	0,097	15	468	136	252

\* Baseada nos dados transformados: log(x)

Tabela 7 - Dados estatísticos relacionados com os valores de Temperatura (°C)

AMOSTRA	n	X	S	S <sup>2</sup>	Min	Max	Limites de confiança de 95%		
							L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	
S	A9	31	23	1,577	2,489	20	26	22	24
	A10	31	23	1,596	2,547	20	26	22	24
	F21	31	22	1,395	1,946	20	27	21	23
S	F22	31	22	1,492	2,227	20	27	21	23
I	F23	29	22	1,540	2,372	20	27	21	23
S	F24	31	22	1,648	2,715	20	27	21	23
T	F25	31	22	1,390	1,932	20	26	21	23
E	M15	31	22	1,425	2,030	20	27	21	23
M	M16	31	22	1,528	2,335	20	27	21	23
A	M17	31	22	1,501	2,225	20	27	21	23
N	M18	31	22	1,600	2,562	19	27	21	23
X	M19	31	22	1,553	2,414	20	27	21	23
V	M20	31	22	1,436	2,063	20	27	21	23
I	M21	31	22	1,539	2,371	20	27	21	23
	M22	31	22	1,538	2,366	20	27	21	23
	M23	31	22	1,531	2,346	20	27	21	23
	M24	31	22	1,522	2,441	20	27	21	23
S	A11	14	23	2,010	4,042	20	26	22	24
I	F26	14	22	1,663	2,766	20	26	21	23
S	M25	14	22	1,247	1,557	20	25	21	23
T	M26	14	22	1,182	1,399	20	25	21	23
	M27	14	22	1,274	1,623	21	25	21	23
	M28	14	22	1,295	1,673	21	25	21	23
X	M29	14	22	1,288	1,659	21	25	21	23
V	M30	14	22	1,178	1,387	21	24	21	23
I	M31	14	22	1,187	1,409	21	24	21	23
I	M32	14	22	1,195	1,428	21	24	21	23
S	A11	16	22	1,821	3,319	20	26	21	23
I	F26	16	22	1,449	2,100	20	26	21	23
S	M25	16	22	1,197	1,433	20	25	21	23
T	M26	16	22	1,383	1,913	20	25	21	23
	M27	16	22	1,530	2,126	20	26	21	23
	M28	16	22	1,321	1,746	20	25	21	23
X	M29	16	22	1,322	1,749	20	25	21	23
V	M30	16	22	1,460	2,131	20	26	21	23
I	M31	16	22	1,334	1,780	20	25	21	23
I	M32	16	22	1,441	2,078	20	26	21	23



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al-Salem, S.S. and Lumbers, J.P. (1987). An initial evaluation of Al Sumra waste stabilization ponds (Jordan). *Water Science and Technology*, 19(12), pp. 33-37.
- APHA (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17th 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 no. 7. Washington: World Bank.
- Barnes, D. and Bliss, P.J. (1983). *Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment*. 1st edition. London: E. & F.N. Spon..
- Bize, J., Fougereol, D., Riou, V. and Nivault, N. (1988). Soil-aquifer treatment and reuse of sewage effluent: a new approach to sanitation. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M.B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 136-151.
- Bartone, C.R. (1985). Reuse of Wastewater at the San Juan de Miraflores Stabilization Ponds: Public Health, Environmental, and Socioeconomic Implications. *EAHO BULLETIN*, 19(2), pp. 147-164.
- Bouwer, H. (1988). Groundwater recharge as a treatment of sewage effluent for unrestricted irrigation. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M.B. Pescod

and A. Arar). London: Butterworths, pp. 116-128.

Branco, S.M., Bernardes, R.S., Matheus, C.E. (1985). Produção de alimentos, aproveitamento energético e reciclagem de nutrientes em um sistema ecológico de tratamento de resíduos orgânicos. *Revista D&E*, 45(143), pag. 390-394.

CEPIS (1991). *Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan*. Resumen Ejecutivo. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Peru.

Da Costa, A.J.M.P. (1992). *Avaliação do Desempenho de uma Série Longa de Lagoas de Estabilização, na Remoção de Matéria Orgânica e Coliformes Fecais, Tratando Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

Da Silva, J.L.B. (1992). *Estudo Sobre a Remoção de Eósfoco em uma Série Longa de Dez Lagoas de Estabilização, Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

De <sup>2</sup>Oliveira, R. (1990). *The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U.K.

De Oliveira, R., Silva, S.A. e Mara, D.D. (1992). Avaliação preliminar da remoção de coliformes fecais numa série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. *Anales del XXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - CURAIDIS*, vol. II, parte 1, pag. 501-509.

- De Souza, M.F.N. (1988). Estudo da Influência do Tempo de Detenção no Comportamento de Nutrientes ao Longo de uma Série de Lagoas de Estabilização - Lagoas Profundas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Doemel, W.N. and Brooks, A.E. (1975). Detergent Phosphorus and Algal Growth. *Water Research*, Vol. 9, pp. 713-719.
- Duron, N.S. (1988). Mexican experience in using sewage effluent for large scale irrigation. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M.B. Pescod and A. Anar). London: Butterworths, pp. 249-257.
- Ellis, K.V. (1983). Stabilization ponds: Design and operation. *Critical Reviews in Environmental Control*, 13(2), pp. 69-102.
- EPA (1976). Process Design Manual for Phosphorus Removal. EPA 625/1-76-001a. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.
- Esteves, F.A. (1988). Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência, Rio de Janeiro, RJ.
- Esteves, F.A. e Barbosa, F.A.R. (1986). Eutrofização Artificial: A Doença dos Lagos. *Ciência Hoje*, 5(57), pp. 57-61.
- Florentino, I.Q.B. (1992). Caracterização do Sistema de Lagoas de Estabilização do Município de Guarabira-PB. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Gloyne, E.F. and Tschiler, 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.

- Goldman, C.R. and Horne, A.J. (1983). *Limnology*. McGraw-Hill Book Company, New York, USA.
- Hartley, W.R. and Weiss, C.M. (1970). Light intensity and the vertical distribution of algal in tertiary oxidation ponds. *Water Research*, 4, pp. 751-763.
- 3  
Houng, H.J.S. and Gloyna, E.F. (1984). Phosphorus models for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering*, 110(3), pp. 550-561.
- 5  
Jones, J.G. (1979). A guide to methods for estimating microbial numbers and kinetics in fresh water. *Ambleside: Freshwater Biological Association-Scientific Publication (39)*.
- Kalthem, M.S. and Jamaan, A.M. (1988). Plans for reuse of wastewater effluent in agriculture and industry in the Kingdom of Saudi Arabia. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M.B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 273-283.
- Kandiah, A. (1988). Quality criteria in using sewage effluent for crop production. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M.B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 38-51.
- Konig, A. (1984). *Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds*. Ph.D. Thesis, University of Liverpool, UK.
- Konig, A. (1990). *Biologia das lagoas: algas*. Em: *Lagoas de Estabilização e Aeração Mecânica: Novos Conceitos*. João Pessoa, pp. 58-88.
- Lotter, L.H. and Pitman, A.R. (1992). Improved Biological

Phosphorus Removal Resulting from the Enrichment of Reactor Feed With Fermentation Products. *Water Science and Technology*, 26(5-6), pp. 943-953.

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

Lund, J.W.G. (1979). Eutrophication in the United Kingdom. Report for The Soap & Detergent Industry Association. UK.

Mamaiz, D. and Jenkins, D. (1992). The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 26(5-6), pp.955-965.

Mara, D.D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons.

Mara, D.D. and Pearson, H.W. (1986). Artificial freshwater environment: Waste stabilization ponds. In: *Biotechnology: A comprehensive treatise*, Volume 2, Chapter 4. (Ed. H.J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-206.

Meyer, P.L. (1983). *Probabilidade: aplicações à estatística*. 2ª ed.. Livros Técnicos e Científicos, Rio de Janeiro, RJ.

Metcalf e Eddy. (1985). *Tratamiento e depuración de las aguas residuales*. Barcelona, Editorial Labor, S.A.

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 Operation*. New York: Macmillan Publishing Co., Inc.

6  
Nomberg, G.A. and Oellermann, R.A. (1992). The Removal of

Phosphate by Hydroxyapatite and Struvite Crystallisation in South Africa. *Water Science and Technology*, 26(5-6), pp. 987-996.

Montgomery, H.A.C. (1988). UK experience in the groundwater recharge of partially treated sewage: potential for irrigation purposes. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M.B. Pescod and A. Anar). London: Butterworths, 129-135.

7  
Moutin, T., Gal, J.Y., El Halouani, H., Picot, B. and Bontoux, J. (1992). Decrease of Phosphate Concentration in a High Rate Pond by Precipitation of Calcium Phosphate: Theoretical and Experimental Results. *Water Research*, 26(11), pp. 1445-1450.

Nyberg, U., Aspegren, H., Andersson, B., Jansen, J.C. and Villadsen, I.S. (1992). Full-Scale Application of Nitrogen Removal With Methanol as Carbon Source. *Water Science and Technology*, 26(5-6), pp. 1077-1086.

Dragui, J.I., Curtis, T.P., Silva, S.A. and Mara, D.D. (1987). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 19(3-4), pp. 569-573.

Oswald, W.J. (1968). Advanced in Anaerobic Pond Systems Design. In: *Advances in Water Quality Improvement. Water Resources Symposium*. no. 1. Edited by Ernest F. Gloyna & M. Wesley Ecken Feller Jr., University of Texas, Press, Austin, pp.409-426.

Owens, M. and Wood, G. (1967). Some Aspects of the Eutrophication

- of Water. Journal of the Water Pollution Control Federation, Vol. 39, pp. 151-159.
- Parker, C.D. (1979). Biological Mechanisms in Lagoons. Water Technology, 11(415), pp. 71-85.
- Pearson, H.W. (1987). Algae associated with sewage treatment. In: Microbial Technology in the Developing World. (Ed. E.J. da Silva, Y.R. Dommergues, E.J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, pp. 260-288.
- Pescod, M.B. (1986). Integration of Urban Wastewater Treatment and Effluent Re-use in Irrigation. Water Pollution Control, 85, pp. 459-471.
- Sawyer, C.N. and McCarty, P.L. (1978). Chemistry for Environmental Engineering, 3rd edition. New York: McGraw-Hill Book Company.
- Shao, Y.J., Wada, F., Abkian, V., Crosse, J., Horenstein, B. and Jenkins, D. (1992). Effects of MCRT on Enhanced Biological Phosphorus Removal. Water Science and Technology, 26(5-6), pp. 967-976.
- Shelef, G., Azov, Y., Moraine, R. and Dron, G. (1980). Algal mass production as an integral part of a wastewater treatment and reclamation system. In: Algae Biomass. (Ed. G. Shelef and C.J. Soeder). Amsterdam : Elsevier/North-Holland Biomedical Press, pp. 163-189.
- Shende, G.B., Chakrabarti, C., Rai, R.P., Nashikkan, V.J., Kshirsagar, D.G., Deshbhratar, P.B. and Juwarkar, A.S. (1988). Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to indian experience and

- research and development needs. In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation. (Ed. by M.B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 185-209.
- Shimada, P., Bidone, F.R.A. e Filho, M.A. (1987). Estudo de lagoas de estabilização para o tratamento de esgoto doméstico na região Centro-Oeste. Revista DAE, SP, 47(150), pp. 268-274.
- Shoval, H.I., Adin, A., Fattal, B., Rawitz, E. and Yekutieli, P. (1985). Health effects of wastewater irrigation and their control in developing countries. Integrated Resource Recovery Series GL 1801004, World Bank, Washington, D.C.
- Silva, S.A. (1982). On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Dundee, UK.
- Silva, S.A. e Mara, D.D. (1979). Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização. Rio de Janeiro, RJ, ABES.
- Silva, S.A., Mara, D.D. and de Oliveira, R. (1987). The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. Water Science and Technology, 19(12), pp. 61-64.
- Silva, S.A., de Oliveira, R. e Mara, D.D. (1991). Lagoas de Estabilização Profundas II: Remoção de Nutrientes. Anais do 14º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Vol. 2, Tomo I, pag. 356-368.
- Silva, S.A., Mara, D.D. e de Oliveira, R. (1992). Avaliação Preliminar do Comportamento de Nutrientes numa Série



Longo de Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos. Anales del XXIII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental - CUBAIDIS. Vol II, Parte I, pag. 510-515.

Soares, J. (1985). Avaliação do Remontamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização em Série. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

Sobrinho, P.A. e Garcia Jr., A.D. (1992). Remoção de Fósforo em Esgotos Domésticos por Modificação do Processo de Lodos Ativados. Anales del XXIII Congreso de Ingenieria Sanitaria y Ambiental - CUBAIDIS. Vol. I, Parte I, pag. 381-402.

Somiya, I. and Fujii, S. (1984). Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. *Water Research*, 18(3), pp. 325-333.

Spiegel, M.R. (1978). *Probabilidade e Estatística*. São Paulo: McGraw-Hill.

Stauffer, R.E. (1986). Linkage Between the Phosphorus and Silica Cycles in Lake Mendota, Wisconsin. *Water Research*, 20(5), pp. 597-609.

Sukenik, A., Schroder, W., Lauer, J., Shelef, G. and Soeder, C.J. (1985). Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphate ions. *Water Research*, 19(1), pp. 127-129.

Tetreault, M.J., Benedict, A.H., Kaempfer, C. and Barth, E.F. (1986). Biological phosphorus removal: A technology evaluation. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 58(8), pp. 823-837.

13

Toms, I.P., Owens, M. and Mindenhall, M.J. (1975). Observations on the performance of polishing lagoons at a large regional works. *Water Pollution Control*, 74(4), pp.383-401.

Tundisi, J.G. (1986). Ambientes, Represas e Barragens. *Ciência Hoje*, 5(57), pp. 49-54.

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

WPCF (1983). Nutrient Control. Manual of practice No. FD.7. Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.