

ESTUDO SOBRE A REMOÇÃO DE FÓSFORO EM UMA SÉRIE LONGA DE DEZ
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REGIÃO DE
CLIMA TROPICAL

José Luciano Barbosa da Silva

ESTUDO SOBRE A REMOÇÃO DE FÓSFORO EM UMA SÉRIE LONGA DE DEZ LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REGIÃO DE CLIMA TROPICAL.

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.Sc.)

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO : RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADORES : Prof. RUI DE OLIVEIRA
Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

MAIO / 1992

628.354.1 (045)
65862



S586e Silva, Jose Luciano Barbosa da
Estudo sobre a remocao de fosforo em uma serie longa de dez lagoas de estabilizacao tratando esgotos domesticos em regio de clima tropical / Jose Luciano Barbosa da Silva. - Campina Grande, 1992.
107f. : il.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.

1. Lagoas de Estabilizacao 2. Esgotos Domesticos 3. Fosforo - Lagoas Tropicais 4. Recursos Hidricos 5. Dissertacao I. Oliveira, Rui de, Ph.D. II. Silva, Salomao Anselmo, Ph.D. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB). IV. Titulo

CDU 628.357.1(043)

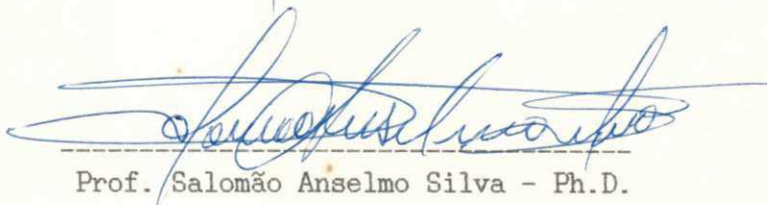
ESTUDO SOBRE A REMOÇÃO DE FOSFORO EM UMA SERIE LONGA DE DEZ
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO ESGOTOS DOMESTICOS EM REGIAO DE
CLIMA TROPICAL.

José Luciano Barbosa da Silva

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 22 DE JUNHO DE 1992



Prof. Rui de Oliveira - Ph.D.



Prof. Salomão Anselmo Silva - Ph.D.



Profa. Annemarie König - Ph.D.



Prof. Hênio Normando de S. Melo - Ph.D.

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

1992

Dedico este trabalho;

aos meus filhos, Livia e Daniel;

a minha esposa, Cledja;

e aos meus pais, Guido Gonzaga e Deusdeth Barbosa.

AGRADECIMENTOS

À Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES, pelo apoio nos trabalhos de campo e pela garantia da infraestrutura necessária.

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

Aos professores da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental, pelo suporte científico adquirido ao longo do curso.

À Capes e ao CNPq, pelo suporte financeiro durante a realização do curso.

Aos órgãos conveniados com a EXTRABES, que garantem a infraestrutura para a realização de pesquisas:

- 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.

Por fim, meus agradecimentos aos colegas de curso, principalmente aos que acompanharam de perto toda a trajetória deste trabalho, incentivando nos momentos mais difíceis (Roberto, Alberto e Almir), e ao amigo Osvaldo Novaes, pelo apoio.

ABSTRACT

A study on the behaviour of forms of phosphorus (total phosphorus and soluble orthophosphate) was conducted, between August and December 1991, on a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage. The experimental system, situated at the Campina Grande city's sewage treatment plant ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ W, 550 m above m.s.l, Paraiba State, northeast Brazil), was operated by EXTRABES (Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage) which belongs to the Federal University of Paraiba. The series having a mean depth of 1.5 m and a total hydraulic retention time of 19 d was made up of an anaerobic pond (A11), with a hydraulic retention time of 1 d, fed with raw sewage, followed by a secondary facultative (F26) and eight maturation ponds (M25, ..., M32), each having a hydraulic retention time of 2 d.

Based on a routine monitoring scheme, total phosphorus and soluble orthophosphate and the ancillary parameters temperature, dissolved oxygen, pH, COD and BOD₅ were analysed on grab samples of raw sewage and pond effluents, collected at 8 a.m., and also on daily composite samples of raw sewage, twice a week. Chlorophyll a was determined only on the effluents of the secondary facultative and maturation ponds and transparency was measured within the pond at 8 a.m.

Mean soluble orthophosphate concentrations increased from 2.3 mg P/l in the raw sewage to 4.3 mg P/l in the effluent of pond F26 and decreased slightly down to 3.7 mg P/l in the final effluent of the series. Total phosphorus removal was only 10% in the experimental system. The performance of the long series in the removal of forms of phosphorus was indeed very poor being attributed to the low levels of both pH and algal biomass concentrations which inhibited phosphorus removal mechanisms.

RESUMO

Este trabalho descreve o estudo da remoção de formas de fósforo realizado numa série de dez lagoas de estabilização, constituída de uma lagoa anaeróbica seguida de uma lagoa facultativa secundária e oito de maturação, em escala-piloto, com um tempo de detenção hidráulica total de 19 dias e cada lagoa com uma profundidade de 1,5 m.

O sistema experimental estava situado em terreno pertencente a Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), no bairro da Catingueira, onde está localizada a estação de tratamento de águas residuárias domésticas da cidade de Campina Grande, Nordeste do Brasil ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ W, 550 m acima do nível do mar), sendo a pesquisa conduzida sob a responsabilidade da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Federal da Paraíba - UFPb.

De agosto a dezembro de 1991 foram feitas as análises do esgoto bruto que alimentava o sistema e dos efluentes de cada lagoa. Essas análises eram levadas a efeito em amostras pontuais coletadas às 8 horas e em amostras coletadas durante o ciclo diário. O esgoto bruto também foi analisado com amostras compostas diárias. Foram medidos os seguintes parâmetros: fósforo total, ortofosfato solúvel, temperatura, transparência, oxigênio dissolvido, pH, DQO, DBO₅ e clorofila a.

Os resultados do monitoramento do sistema apontaram uma remoção de fósforo total ao longo da série de apenas 10% em

relação à concentração presente no esgoto bruto que alimentava o sistema (que foi de 4,9 mg P/l), e uma concentração de ortofosfato solúvel da ordem de 3,7 mg P/l, superior à concentração de ortofosfato afluente.

Esses dados, quando comparados com os resultados obtidos em outros sistemas de lagoas em série pesquisados pela EXTRABES, indicam que o tempo de detenção exerce uma influência, sobre a remoção de fósforo, maior que o número de lagoas da série.

Além disso, os valores de pH, as baixas concentrações de algas e oxigênio dissolvido, apresentados no efluente durante o experimento, contribuíram para a pouca eficiência dos mecanismos de remoção, particularmente a precipitação de ortofosfato sob a forma de hidroxiapatita.

Por outro lado, a qualidade sanitária do efluente e as altas concentrações de fósforo encontradas indicam que o efluente da série pode ser usado com vantagens na irrigação e na aquacultura, evitando a eutrofização de corpos receptores e colaborando com a economia da comunidade.

ÍNDICE

Capítulo I: REVISÃO DE LITERATURA

página

1) INTRODUÇÃO -----	1
1.1 - Considerações gerais sobre a presença de fósforo em águas residuárias. -----	2
1.2 - Consequências da presença de fósforo em águas re siduárias domésticas. -----	3
1.3 - Eutrofização. -----	5
1.4 - Reuso integrado de efluentes. -----	11
2) LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO -----	18
2.1 - Lagoas anaeróbicas. -----	20
2.2 - Lagoas facultativas -----	23
2.3 - Lagoas de maturação -----	29
3) REMOÇÃO DE FÓSFORO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.-----	32
3.1 - Transformações cíclicas das formas de fósforo numa série de lagoas de estabilização. -----	34
3.2 - Mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização.-----	37

CAPÍTULO II: MATERIAIS E MÉTODOS.

2.1 - Descrição do sistema experimental. -----	42
2.1.1 - Alimentação do sistema. -----	43
2.1.2 - Dispositivos de entrada e saída. -----	48

2.2 - Monitoramento do sistema. -----	48
2.2.1 - Parâmetros analisados -----	52
2.2.2 - Procedimentos de laboratório. -----	52
2.2.3 - Amostra composta. -----	53
2.2.4 - Estudo no ciclo diário -----	53

CAPÍTULO III: APRESENTAÇÃO DE RESULTADOS.

3.1 - Tratamento estatístico dos dados. -----	56
3.2 - Resultado do monitoramento de rotina.-----	59
3.2.1 - Caracterização do esgoto bruto. -----	59
3.2.2 - Apresentação dos resultados do sistema pesquisado durante o monitoramento de rotina. -----	61
3.2.3 - Características operacionais do sistema pesquisado.-	68
3.3 - Resultados dos experimentos realizados ao longo do ciclo diário. -----	69

CAPITULO IV: DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.

4.1 - Discussão dos resultados do esgoto bruto. -----	79
4.2 - Estudo comparativo dos resultados obtidos na série de lagoas durante o período experimental.--	81

CAPITULO V: CONCLUSÃO.

Conclusão. -----	91
Sugestões. -----	93

ANEXO I -----	95
---------------	----

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS. -----	104
-----------------------------------	-----

FIGURAS.

CAPÍTULO I:

Figura 1.1 - Conseqüências do processo de eutrofização artificial para o sistema lacustre. -----	8
Figura 1.2 - Mutualismo entre algas e bacterias em lagoas de estabilização. -----	24
Figura 1.3 - Balanço de massa de fósforo total em lagoas de estabilização. -----	33
Figura 1.4 - Transformações cíclicas das formas de fósforo em lagoas de estabilização. -----	33

CAPÍTULO II:

Figura 2.1 - Planta de situação das instalações do sistema pesquisado. -----	45
Figura 2.2 - Planta baixa da casa de bombas. -----	46
Figura 2.3 - Detalhe esquemático do tanque de nível constante. -----	47
Figura 2.4 - Planta e corte das lagoas do sistema experimental. -----	50
Figura 2.5 - Detalhe da entrada e saída das lagoas do sistema experimental. -----	51
Figura 2.6 - Esquema do amostrador automático. -----	55

CAPÍTULO III:

Figura 3.1 - Concentração x Percentagem acumulada, no papel de probabilidade, para veri-	
--	--

ficação da distribuição normal dos dados brutos de fósforo total referente as coletas, de 8 horas da manhã, do esgoto bruto. ----- 57

Figura 3.2 - Concentração x Percentagem acumulada, no papel de probabilidade, para verificação da distribuição normal dos dados brutos de ortofosfato solúvel referentes às coletas, de 8 horas da manhã, do esgoto bruto. ----- 58

Figuras 3.3 a 3.13 - Variações, no ciclo diário, dos valores médios de pH, fósforo total, ortofosfato solúvel e oxigênio dissolvido, do esgoto bruto e do efluente de cada lagoa da série. ----- 78

TABELAS

CAPITULO I:

Tabela 1.1 - Formas de fósforo inorgânico em águas residuárias. -----	3
Tabela 1.2 - Classificação limnológica de níveis tróficos em lagos e reservatórios. -----	11
Tabela 1.3 - Recomendações para o uso de efluentes em irrigação. -----	14
Tabela 1.4 - Quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio, em kg/ha., extraídos do solo, por colheitas médias das principais culturas brasileiras. -----	16
Tabela 1.5 - Carga de projeto e remoção de DBO ₅ em lagoas anaeróbicas. -----	21
Tabela 1.6 - Valores das taxas de deposição (K1); das taxas de liberação de fósforo total do fundo da lagoa (K2); e fração de fósforo total presente no sedimento (K3), na série de lagoas pesquisadas por Hounq e Gloyna (1984). -----	34

CAPÍTULO II:

Tabela 2.1 - Dimensões, áreas superficiais e volumes das unidades da série longa de lagoas de estabilização pesquisada. -----	43
Tabela 2.2 - Características operacionais previstas para o sistema experimental. -----	49

CAPÍTULO III:

Tabela 3.1 - Características do esgoto bruto com base nas amostras compostas. -----	60
Tabela 3.2 - Características operacionais verificadas durante o período experimental. -----	68
Tabelas 3.3 a 3.13 - Variações dos valores médios dos parâmetros pesquisados (pH, fósforo total, ortofosfato solúvel, temperatura, DQO, oxigênio dissolvido e clorofila <u>a</u>), durante os experimentos ao longo do ciclo diário. -----	74

CAPÍTULO IV:

Tabela 4.1 - Médias dos parâmetros do esgoto bruto afluente do sistema experimental (amostras pontuais e amostras compostas) e dos sistemas pesquisados por Silva(1982) e de Oliveira (1990). -----	81
Tabela 4.2 - Valores médios encontrados neste sistema experimental e nos sistemas pesquisados por Silva (1982) e de Oliveira (1990). -----	90

ANEXO I:

Tabelas I.1 a I.8 - Dados estatísticos dos parâmetros pesquisados (DBO ₅ , temperatura, pH, oxigênio dissolvido, clorofila <u>a</u> , DQO, ortofosfato solúvel e fósforo total), obtidos com base no monitoramento de rotina.-----	95
---	----

QUADROS

CAPÍTULO I:

Quadro 1.1 - Características de sistemas oligotróficos e eutróficos. -----	6
--	---

CAPÍTULO II:

Quadro 2.1 - Cronograma das coletas e análises das amostras durante o ciclo diário. -----	54
---	----

CAPÍTULO III:

Quadro 3.1 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados durante o monitoramento de rotina. -----	67
---	----

CAPÍTULO I

REVISÃO DE LITERATURA

1) INTRODUÇÃO.

1.1) Considerações Gerais Sobre a Presença de Fósforo em Águas Residuárias.

As formas de fósforo presentes em águas residuárias domésticas e industriais são: ortofosfato (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), fosfatos condensados e fosfatos organicamente combinados (tais como adenosina trifosfato, que participa da respiração e fotossíntese dos seres vivos).

O esgoto doméstico é a principal fonte de fosfatos presentes nas estações de tratamento de águas residuárias. No entanto, fosfatos oriundos de águas residuárias industriais e de solos agrícolas, podem, eventualmente, chegar a essas estações.

O fósforo presente no esgoto doméstico tem sua origem na água de abastecimento, nos resíduos de comida, nos dejetos humanos e nos detergentes.

Nas águas de abastecimento o fósforo é oriundo das fontes de captação e das estações de tratamento, nas quais polifosfatos são utilizados para evitar corrosão ou formação de incrustações nas peças e tubulações que compõem o sistema de adução, reservação e distribuição. Isto devido à capacidade de tamponação que os

fosfatos possuem. Nas águas abrandadas, os polifosfatos cumprem o papel de evitar a necessidade de recarbonatação, estabilizando o carbonato de cálcio (Sawyer e McCarty, 1978).

No entanto, os dejetos humanos, os resíduos de comida e os detergentes são os maiores responsáveis pela concentração de fósforo presente na água residuária doméstica. Consequentemente, a variação dos hábitos locais determina uma variação correspondente na quantidade de fósforo presente no esgoto bruto. Essa variação ocorre principalmente pelo uso de detergentes. De acordo com Weaver (1969), os detergentes são constituídos de tripoli-fosfatos complexados, cuja função é a de conferir propriedades tais como abrandamento, emulsificação de gorduras, remoção de íons de ferro e manganês para evitar manchas nas roupas e louças sanitárias e garantir alcalinidade para a remoção de sujeiras sem prejudicar as fibras e peles. De acordo com Sawyer e McCarty (1978), estima-se que, nos Estados Unidos, a quantidade de fósforo presente em águas residuárias aumentou cerca de duas a três vezes por conta do uso de detergentes pela população, num período de 6 anos.

Barnes e Bliss (1983), indicam concentrações de fósforo total em torno de 4, 8 e 15 mg P/l para esgotos classificados como fraco, médio e forte, respectivamente, com uma proporção entre fósforo orgânico e fósforo inorgânico de 1:2. Shelef et al (1980), relatam uma concentração de fósforo total tão alta como 16 mg P/l, verificada em águas residuárias domésticas municipais, em Israel. Em pesquisa realizada por Silva (1982), foi verificada uma concentração média de fósforo total de 6,8 mg P/l, em esgoto bruto doméstico na cidade de Campina Grande, no Nordeste do

Brasil, sendo que metade dessa concentração correspondia a ortofosfato solúvel.

Os compostos inorgânicos de fósforo comumente encontrados em águas residuárias são mostrados na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 - Formas de fósforo inorgânico em águas residuárias.

COMPOSTO	FÓRMULA
A) ORTOFOSFATO	
trisódio fosfato -----	Na_3PO_4
dissódio fosfato -----	Na_2HPO_4
monossódio fosfato -----	NaH_2PO_4
diamônio fosfato -----	$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$
B) POLIFOSFATO	
sódio hexametafosfato -----	$\text{Na}_3(\text{PO}_3)_6$
sódio tripolifosfato -----	$\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$
tetrasódio pirofosfato -----	$\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$

FONTE: Sawyer e McCarty (1978)

1.2) Consequências da Presença de Fósforo em Águas Residuárias Domésticas.

As consequências da presença de fósforo em águas residuárias domésticas podem ser avaliadas de acordo com a destinação final dos efluentes das estações de tratamento e com base na concentração das formas de fósforo nesses efluentes.

De acordo com Shelef et al. (1980), a remoção de fósforo torna-se uma necessidade nos seguintes casos:

a) quando efluente destina-se à recarga de aquíferos, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas que serão utilizadas para abastecimento. Este caso é típico em países e regiões onde há escassez de mananciais de superfície para abastecimento, como Israel;

b) quando esgoto ou efluente de uma estação de tratamento tem como destino final um corpo receptor que ficará, portanto, sujeito à eutrofização.

No Brasil, pelas suas características hidrológicas, a maior preocupação volta-se para a eutrofização dos corpos receptores. Exemplos clássicos de alteração da qualidade da água pelo excesso de nutrientes (particularmente o fósforo) são a Represa Billings, em São Paulo, e o Lago Paranoá, em Brasília.

No entanto, existem casos em que, dependendo da concentração, a remoção de fósforo ou outro nutriente não é necessária e sua ausência é até mesmo prejudicial. Em lagoas de estabilização, por exemplo, onde o grau de remoção de organismos patogênicos e de material orgânico pode ser previamente estabelecido, torna-se uma boa alternativa o reuso de efluentes, que podem ser usados para fins de irrigação, sendo, nesse caso, a presença de nutrientes, tais como o fósforo, um fator positivo para a fertilização do solo. O mesmo acontece quando o efluente é usado para aquacultura, onde a garantia de determinados níveis tróficos possibilita a produção de peixes e crustáceos para fins comerciais.

Por fim, a ausência de fósforo em algumas águas residuárias industriais, inviabiliza o processo biológico de tratamento das

mesmas, sendo necessária a sua mistura com esgoto doméstico ou a inoculação de formas de fósforo para proceder a depuração biológica (Sawyer e McCarty, 1978).

1.3) Eutrofização

A eutrofização é o envelhecimento natural ou cultural de corpos aquáticos, principalmente corpos lênticos (lagos e reservatórios, por exemplo), verificado pelo aumento da produtividade biológica na massa líquida, alterando a qualidade da água e comprometendo seu uso.

De acordo com o nível trófico, os corpos aquáticos podem ser classificados em oligotróficos, mesotróficos e eutróficos (Jones e Lee, 1981). Os oligotróficos são pobres em nutrientes, apresentando pouca produtividade e oxigênio dissolvido próximo a saturação. Possuem boa transparência, medida com o disco de Secchi (ver Tabela 1.2), e não apresentam lodo na camada do fundo. De acordo com Hammer (1979), exemplos típicos são, geralmente, lagos situados em regiões montanhosas e de baixa temperatura. Por sua vez, os corpos de água eutróficos são ricos em nutrientes, apresentando uma grande variação nos níveis de oxigênio dissolvido ao longo da coluna de água e possuem baixa transparência (ver Tabela 1.2). Do ponto de vista biológico, caracterizam-se pela alta produtividade e baixa diversidade, (Tundisi, 1986). O Quadro 1.1 sintetiza as características pertinentes aos ecossistemas oligotróficos e eutróficos. Corpos aquáticos em condições intermediárias são denominados mesotróficos.

QUADRO 1.1 - Características de sistemas oligotróficos e eutróficos.

FATOR	SISTEMA OLIGOTRÓFICO	SISTEMA EUTRÓFICO
NUTRIENTES	Baixas concentrações e lenta reciclagem.	Altas concentrações e rápida reciclagem.
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	Frequentemente próximo a saturação no hipolímnio e epilímnio.	Grande variação: depleção no hipolímnio e supersaturação no epilímnio.
COMUNIDADE AQUÁTICA	Baixa biomassa de fitoplâncton, zooplâncton, zoobentos e peixes	Alta biomassa e sedimento de fitoplâncton, zooplâncton, zoobentos e peixes.
RADIAÇÃO SUBAQUÁTICA	Alta transparência	Baixa transparência
BACIA HIDROGRÁFICA	Lagos profundos. Morfometria caracterizada por vales em "V". Bacia hidrográfica pouco modificada.	Lagos rasos. Baixa estratificação. Bacia hidrográfica cultivada e muito modificada.

FONTE: Tundisi (1986), modificado de Goldman e Horne (1983)

Todos os corpos aquáticos são submetidos a um processo de eutrofização natural, que é extremamente lento, levando milhares de anos para chegar ao seu estágio final. No entanto, as atividades econômicas e sociais do homem moderno, têm acelerado

enormemente esse processo, caracterizando a eutrofização denominada de artificial, cultural ou antrópica. De acordo com Jones e Lee (1981), as principais causas desse tipo de eutrofização são: a) os despejos domésticos e industriais; b) a drenagem e erosão do solo fertilizado; c) queda de partículas provenientes da poluição atmosférica, e; d) as águas de chuva. No caso de represas, acrescenta-se como fator interveniente a vegetação remanescente do desmatamento da área a ser inundada, (Tundisi, 1986).

O processo de eutrofização cultural tem início quando pelo menos uma das fontes mencionadas acima alimenta o corpo aquático com cargas de nutrientes. Estes, especialmente nitrogênio inorgânico e fosfatos, somados ao dióxido de carbono disponível na água e em presença da luz, são utilizados pelas algas na síntese de seu material celular. Dessa forma, amplia-se a base da cadeia alimentar, dando início ao aumento da produtividade biológica em toda a massa líquida. De acordo com Branco (1978), à medida que as condições físico-químicas do ecossistema são modificadas pela eutrofização, ocorrem alterações significativas na qualidade da biomassa. Varias espécies desaparecem para dar lugar a outras, mais adaptadas ao grau de eutrofização em curso. Assim, em estágios mais avançados, é comum verificar-se, durante os períodos mais quentes, o florescimento de algas cianofíceas, particularmente as dos gêneros Microcystis, Oscillatoria, Anabaena e Aphanizomenon, que produzem sabor e odor desagradáveis, inviabilizando o uso da água para abastecimento. Durante o período de estratificação térmica que, em regiões tropicais, ocorre durante

as horas iluminadas do dia, o hipolímnio apresenta regiões anaeróbicas com produção de gás sulfídrico, que é extremamente tóxico aos peixes. O gás sulfídrico reage com moléculas de hemoglobina produzindo sulfohemoglobina, resultando em morte por asfixia (Esteves e Barbosa, 1986).

A baixa produtividade primária do corpo aquático, a considerável depleção de oxigênio dissolvido ao longo da coluna líquida, a presença de organismos mortos flutuando na superfície e uma grande biomassa de algas à deriva, são as principais características observadas no estágio final de eutrofização (Esteves e Barbosa, 1986). A Figura 1.1 mostra a variação das condições ambientais do corpo aquático em função do tempo e do aporte de nutrientes durante o processo de eutrofização.

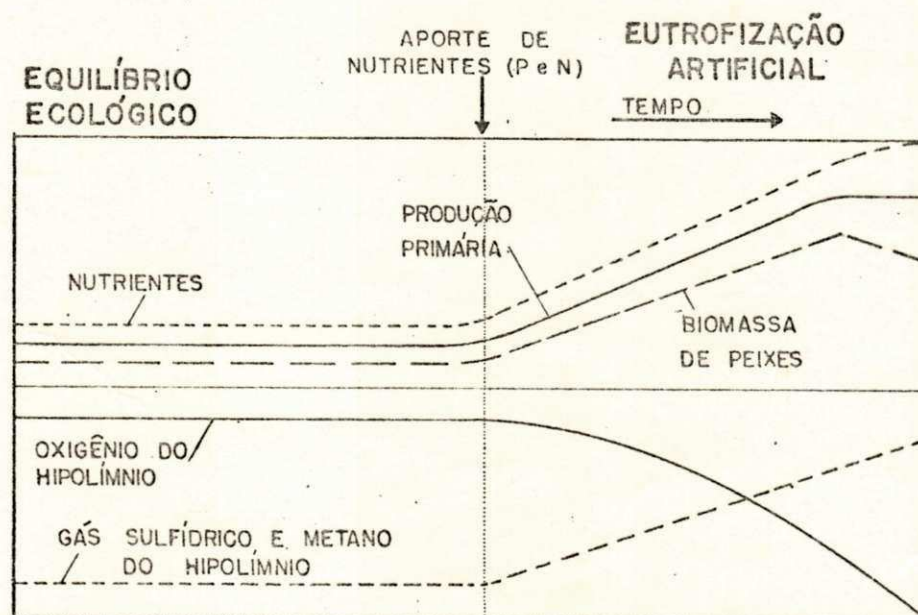


Figura 1.1 - Consequências do processo de eutrofização artificial para o ecossistema lacustre.

FONTE: ESTEVES E BARBOSA (1986).

As graves consequências da eutrofização intensiva, levam a uma constante preocupação no manejo dos corpos aquáticos no sentido de evitar, reverter ou controlar esse fenômeno, através da administração do aporte de nutrientes. De acordo com Tundisi (1986), as principais medidas para atingir esses objetivos são:

- a) limitação ou eliminação das fontes de nitrogênio e fósforo;
- b) circulação vertical da massa líquida, renovando o hipolímnio, através da adução das águas dessa região para o epilímnio, possibilitando uma melhor distribuição do oxigênio dissolvido e quebrando a estratificação térmica;
- c) remoção periódica das macrófitas aquáticas, diminuindo a produtividade primária e retirando do ecossistema a quantidade de nutrientes a elas incorporadas;
- d) remoção do sedimento do fundo, que acumula grandes quantidades de nutrientes (particularmente fósforo) ao longo do tempo e se transforma em uma fonte fornecedora para a zona eufótica.

Dentre estas, a medida de maior alcance e menor custo é a eliminação ou limitação das fontes de fósforo e nitrogênio, que se baseia na seguinte afirmativa: quando a quantidade de um destes nutrientes é limitada, ocorre uma correspondente limitação na produção do fitoplâncton, diminuindo, interrompendo, ou revertendo o processo de eutrofização. Assim, a determinação do nutriente limitante é feita através da relação entre a quantidade requerida para o metabolismo dos organismos autótrofos e a

possibilidade de controle das fontes contribuintes (Jones e Lee, 1981).

O nitrogênio é requerido pela biomassa de algas em maior quantidade que o fósforo. Branco (1978), apontam uma relação entre N:P na ordem de 20:1. No entanto, as dificuldades no controle das fontes de nitrogênio levam, geralmente, a adotar o fósforo como fator limitante, pois, além dos esgotos domésticos, o nitrogênio chega aos corpos aquáticos pela drenagem do solo, pelas águas de chuva, que carregam compostos nitrogenados e pela queda de partículas provenientes da poluição atmosférica. Além disso, o fato das cianobactérias possuírem a capacidade de fixar o nitrogênio do ar, complica ainda mais o controle da eutrofização pelo nitrogênio (Branco, 1978).

Por sua vez, o fósforo tem como principal fonte os esgotos domésticos. Um exemplo é a eutrofização, pelo fósforo, do Lago Paranoá, em Brasília, onde cerca de 81,6 toneladas da carga anual de fosfato, que correspondem a 70% da carga total, têm origem nas águas residuárias domésticas (Esteves e Barbosa, 1986).

Dessa forma, o controle desse tipo de eutrofização deve ser feito através do desvio dos despejos sanitários ou do tratamento terciário dos mesmos. Em ambos os casos, as lagoas de estabilização em série são utilizadas, cabendo às lagoas de maturação a função de desempenhar o tratamento terciário.

Estudos têm sido desenvolvidos para estabelecer uma relação entre o grau de eutrofização e a carga de fósforo correspondente. A Tabela 1.2 apresenta os diversos níveis tróficos em função da biomassa de algas, transparência e concentração de fósforo. Esses dados foram interpretados através do modelo estatístico da OECD

(Organization for Economic Cooperation and Development), elaborado por Volenweider, em 1975 (citado por Jones e Lee, 1981), com base no estudo de 200 corpos aquáticos (lagos e reservatórios) em 34 países.

Tabela 1.2 - Classificação limnológica de níveis tróficos em lagos e reservatórios.

CLASSIFICAÇÃO	CLOROFILA <u>a</u> ($\mu\text{g/l}$)	TRANSPARÊNCIA (m)	FÓSFORO TOTAL ($\mu\text{gP/l}$)
Oligotrófico	<2,0	>4,6	<7,9
Oligotrófico Mesotrófico	2,1 - 2,9	4,5 - 3,8	8 - 11
Mesotrófico	3,0 - 6,9	3,7 - 2,4	12 - 27
Mesotrófico Eutrófico	7,0 - 9,9	2,3 - 1,8	28 - 39
Eutrófico	≥ 10	$\leq 1,7$	≥ 40

FONTE: Jones e Lee (1981).

1.4) Reuso Integrado de Efluentes.

Dois grandes motivos levam a se considerar o reuso integrado de águas residuárias: a preservação do meio ambiente e o uso de efluentes de estações de tratamento em benefício da comunidade. Mara e Pearson (1986), citam a produção de energia, peixes, biomassa de algas e irrigação, como exemplos característicos de uso-benefício de águas residuárias tratadas. Hammer (1979), relata o uso do efluente da estação de tratamento de Windhoek, Namíbia, para abastecimento de água, constituindo-se, de acordo com o autor, no primeiro caso desse tipo de reuso em larga escala.

A preocupação com a preservação dos recursos hídricos, aliada à necessidade econômica dos países em desenvolvimento, tornam a alternativa de reuso integrado, uma importante consideração de projeto no tratamento e destino final das águas residuárias desses países. Assim, com exceção da produção de algas para exploração industrial (produção de proteínas, fertilizantes e produtos farmacêuticos) e do reuso direto para abastecimento, que exigem tecnologia avançada, todas as outras formas de aproveitamento da água residuária tratada podem ser conseguidas com relativo baixo custo e condições sanitárias seguras, através do uso de lagoas de estabilização em série, adequando-se às necessidades e disponibilidades desses países (Mara e Pearson, 1986).

Arthur (1983), Mara e Pearson (1986) e WHO (1989), destacam a aquacultura e a irrigação como as formas de reuso integrado mais aconselháveis pelas suas vantagens econômicas e, particularmente, pela garantia de padrão de qualidade do efluente, que pode ser facilmente conseguido com o uso de lagoas de estabilização em série. Nestes casos, as formas de fósforo presentes no efluente das estações de tratamento, deixam de ser um problema e passam a ser um fator importante a considerar.

1.4.1- Reuso integrado de efluentes em irrigação e aquacultura.

Os nutrientes presentes no esgoto, entre eles o fósforo, que seriam poluentes caso fossem descarregados em um corpo receptor, servem como estimulantes do incremento da produção quando aplicados a irrigação e aquacultura. De acordo com WHO (1989), cerca de 20000 metros cúbicos de água são requeridos anualmente para a irrigação de um hectare nas regiões semi-áridas, o que, considerando-se uma concentração média de 3 mg P/l de fósforo total no efluente irrigante, corresponde a uma taxa de aplicação anual de fósforo de 60 kgP/ha, quantidade suficiente para suprir as necessidades de fósforo da maioria das principais culturas brasileiras (ver Tabela 1.4). Com isto, pode-se reduzir ou até mesmo eliminar o uso de fertilizantes comerciais.

Por outro lado, qualquer que seja o caso de reuso, a principal preocupação é quanto à segurança da saúde da população envolvida. Nesse sentido, diversos estudos têm sido elaborados para estabelecer padrões de qualidade em função da destinação do efluente. Arthur (1983), relaciona o número de coliformes fecais em função do tipo de cultura a ser irrigada, conforme a Tabela 1.3. O uso de ovos de nematoides como indicador tem sido aconselhado pela Organização Mundial de Saúde (1989), estabelecendo para irrigação irrestrita, por exemplo, uma concentração de no máximo um ovo viável de nematóide por litro de efluente (média aritmética), e uma quantidade menor ou igual a 1000 coliformes fecais por 100 ml (média geométrica).

Tabela 1.3 - Recomendações para o uso de efluentes em irrigação.

TIPO DE REUSO	DBO ₅ mg/l	COLIFORMES FECAIS CF /100 ml
Irrigação de árvores algodão e outras culturas não comestíveis	60	50.000
Irrigação de frutas cítricas e forragens	45	10.000
Irrigação de frutas cana de açúcar, vegetais cozidos e campos de esportes.	35	1.000
Irrigação irrestrita	25	100

FONTE: Arthur (1983).

Na aquacultura, além de se observar a ausência de ovos de nematóides, um número de coliformes fecais menor que 1.000 e a ausência de caramujos, que podem ser hospedeiros intermediários de Schistosoma mansoni, é necessário assegurar uma concentração mínima de oxigênio dissolvido, que varia de acordo com o tipo de peixe cultivado, Mara e Pearson (1986).

O uso de água residuária tratada na irrigação é uma prática utilizada em vários países do mundo. Nos EUA, durante o ano de 1980, foram elaborados 3400 projetos de irrigação com efluentes. A Índia conta com aproximadamente 73000 ha irrigados com esgoto tratado. Em Israel, tem sido implementado o uso de efluentes de lagoas de estabilização no cultivo de algodão e forragens (WHO, 1989). De acordo com Arthur (1983), a área a ser irrigada por um dado volume de efluente, depende do tipo de solo, do clima, do

tipo de cultura e do método de irrigação. Para este autor, cerca de 25 a 50 hectares de solo podem ser irrigados com cerca de 1.000 m³ de efluente por dia, que podem ser produzidos por um sistema de lagoas de estabilização servindo a uma população de 10000 à 15000 habitantes.

Pesquisas desenvolvidas com lagoas de estabilização no Nordeste do Brasil, (Silva, 1982; de Oliveira, 1990) demonstram que o uso desse tipo de tratamento produz um efluente de boa qualidade sanitária e com uma concentração de fósforo total em torno de 3 mg P/l, podendo ser usado em projetos de irrigação na região, com grandes vantagens na fertilização do solo.

Comparando os dados observados por Silva (1982) e de Oliveira (1990), com os dados fornecidos pela WHO (1989) e Arthur (1983), e amparado nos dados apresentados na Tabela 1.4, é possível constatar a grande vantagem do uso de efluentes de lagoas de estabilização na irrigação no Brasil, viabilizando o tratamento de esgotos municipais das cidades do interior do país e contribuindo no fortalecimento de suas economias.

Da mesma forma que na agricultura, na aquicultura observa-se o reuso integrado em vários países do mundo. Em Munique, Alemanha, por exemplo, 233 hectares de lagoas destinadas à criação de peixes, são alimentadas por 25% do esgoto urbano previamente decantado (WHO, 1989).

Em países como o Brasil, principalmente em suas regiões mais carentes, como a região semi-árida do Nordeste brasileiro, todos os projetos elaborados para coleta, tratamento e destino final de esgotos municipais, devem levar em consideração a possibilidade de reuso do efluente tratado tanto na irrigação quanto na

aquacultura. Com isso, uma vez atendidos os padrões de qualidade que salvaguardam a saúde da população, preserva-se o meio ambiente e ao mesmo tempo aumenta-se a capacidade produtiva da região.

Tabela 1.4 - Quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio, em kg/ha., extraídos do solo, por colheitas médias das principais culturas brasileiras.

CULTURA	NITROGÊNIO (N)	FÓSFORO (P ₂ O ₅)	POTÁSSIO (K ₂ O)
Algodão	44	14	40
Arroz	22	12	32
Banana	26	6	95
Batata Inglesa	28	5	39
Cacau	16	3	27
Café	30	5	48
Cana de Açúcar	62	9	56
Feijão	31	8	8
Fumo	28	18	58
Mandioca	55	11	48
Milho	47	9	32
Trigo	25	6	9

FONTE: ANDA (1975).

Por fim, uma vantagem adicional da aplicação de efluentes tratados em irrigação e aquacultura, é a de remoção de nutrientes, durante a produção, pois a cultura incorpora, na biomassa, parte dos nutrientes presentes no efluente irrigante

durante seu metabolismo. Na irrigação esta vantagem é ainda mais acentuada, já que os fosfatos ao entrarem em contato com o solo, reagem com cálcio, sílica e íons metálicos, tais como ferro e alumínio, formando precipitados (Jones e Lee, 1981). De acordo com Houng e Gloyna (1984), esses compostos quando em ambientes aeróbios não se re-solubilizam com facilidade, o que dificulta sua entrada em corpos receptores, quer pela drenagem das águas, quer pela percolação através do solo.

2) LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

As lagoas de estabilização são reatores biológicos, usados na depuração de águas residuárias domésticas e industriais, que se baseiam na atividade microbiana e na simbiose entre algas e bactérias, utilizando a luz solar como fonte de energia externa. É a reprodução artificial das condições de autodepuração que ocorrem na natureza.

Do ponto de vista de projeto, as lagoas de estabilização são reservatórios rasos, contidos por diques de terra, paredes de contenção ou escavados no solo, nas quais o esgoto bruto é descarregado e o efluente tratado flui continuamente. Podem ser constituídas por um único reator ou por reatores dispostos em série. Seu baixo custo de execução, manutenção e operação, aliados à sua eficiência e capacidade de assimilar grandes variações de cargas hidráulica e orgânica, tornam as lagoas de estabilização de uso geral em todo o mundo (Silva, 1982; Arthur, 1983; Mara e Pearson, 1986 e de Oliveira, 1990).

No entanto, por ser um processo inteiramente natural, com base na atividade microbiana que ocorre na massa líquida, as lagoas de estabilização requerem grandes tempos de detenção hidráulica para que, assim, possam atuar as interações físicas e bioquímicas necessárias à estabilização biológica da matéria orgânica. Isto leva a necessidade de grandes áreas, que nem sempre estão disponíveis. De acordo com Ellis (1983), além da área necessária, uma desvantagem adicional do uso de lagoas de

estabilização é a presença de grandes concentrações de sólidos suspensos no efluente devido à biomassa de algas que se forma nas lagoas facultativas e de maturação. Esse fato ocorre pela quantidade de nutrientes presentes nas lagoas após a mineralização da matéria orgânica, suprindo as necessidades das algas durante a fotossíntese. No entanto, os sólidos suspensos presentes no efluente das lagoas de estabilização são qualitativamente diferentes dos que se encontram no esgoto bruto (Gloyna e Tschiler, 1981). Além disso, Silva (1982) e de Oliveira (1990), em experimentos, em escala piloto, com lagoas de estabilização em série, rasas e profundas, respectivamente, observaram que a quantidade de sólidos suspensos no efluente reduz-se substancialmente em relação à concentração de sólidos suspensos presentes no esgoto bruto.

A literatura é unânime em afirmar que as vantagens obtidas pelo uso de lagoas de estabilização são superiores às suas desvantagens, e que seu uso encontra aplicação principalmente em países em desenvolvimento e, particularmente, em regiões de clima quente, onde, as elevadas temperaturas ambientais e a intensidade luminosa adequadas, tornam mais eficientes a taxa de degradação da matéria orgânica e de remoção de organismos patogênicos, (Silva, 1982; Mara e Pearson, 1986; de Oliveira, 1990).

Por outro lado, no que diz respeito à configuração do sistema de lagoas, a eficiência de uma série de lagoas de estabilização é sempre maior que a eficiência de uma única lagoa de mesma área superficial, submetida ao mesmo tempo de detenção e a mesma carga orgânica afluyente, nas mesmas condições climáticas (Marais, 1974). Em virtude disso, para uma mesma qualidade de efluente a

partir de um mesmo esgoto bruto, as lagoas dispostas em série requerem uma menor área, tornando-se mais atraentes economicamente.

De acordo com a predominância de condições aeróbicas ou anaeróbicas na massa líquida, as lagoas de estabilização podem ser classificadas como anaeróbicas, facultativas ou de maturação. Pelo fato da carga orgânica estar relacionada com a concentração de oxigênio dissolvido presente, esta classificação é comumente estabelecida em função da carga orgânica volumétrica (caso das lagoas anaeróbicas) e da carga orgânica superficial (caso das lagoas facultativas e de maturação) (Silva, 1982; Arthur, 1983; Mara e Pearson, 1986 e de Oliveira, 1990).

2.1) Lagoas Anaeróbicas

As lagoas anaeróbicas são projetadas para trabalhar com grandes cargas orgânicas ($100 - 400 \text{ g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$) e indicadas para o tratamento de águas residuárias com DBO_5 e sólidos suspensos maiores que 300 mg/l . Sua profundidade varia entre 2 e 5m. A carga orgânica volumétrica a que a lagoa anaeróbica deve ser submetida, varia com a temperatura da massa líquida. Mara e Pearson (1986), recomendam os valores descritos na Tabela 1.5, como referência de projeto para este tipo de lagoa, onde a temperatura usada é a média diária do mês mais frio. Cargas orgânicas menores que $100 \text{ g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ devem ser evitadas para garantir as condições anaeróbicas, enquanto que cargas orgânicas maiores que $400 \text{ g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ tendem a provocar odor pela produção

de gás sulfídrico durante a digestão anaeróbica. Silva (1982), recomenda o uso de uma carga orgânica volumétrica de 300 g DBO₅/m³.d em lagoas anaeróbicas tratando esgoto bruto municipal, em regiões de clima quente, para obter uma remoção de 70% de DBO₅ e de 90% de coliformes fecais.

Tabela 1.5 - Carga de projeto e remoção de DBO₅ em lagoas anaeróbicas.

Temp. média mensal (T °C)	Carga orgânica volumétrica (g DBO ₅ /m ³ .d)	Remoção de DBO ₅ (%)
< 10	100	40
10 - 20	20 T - 100	2T + 20
> 20	300	60

FONTE: Mara e Pearson (1986).

Utilizando a Tabela 1.5 e de posse das características do esgoto bruto afluente ao sistema, particularmente os dados de vazão e DBO₅ afluentes, é possível calcular as dimensões e o tempo de detenção hidráulica da lagoa anaeróbica (Mara e Pearson, 1986).

Sendo:

$$\lambda_v = Li \cdot Q / A \cdot h \quad \text{Eq. 1.1}$$

$$\lambda_v = Li / t \quad \text{Eq. 1.2}$$

Onde:

λ_v = carga orgânica volumétrica (g DBO₅/m³.d);

Li = DBO₅ afluente (mg O₂/l);

Q = vazão afluente (m³/d);

A = área da lagoa a meia profundidade (m^2);

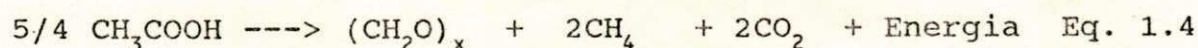
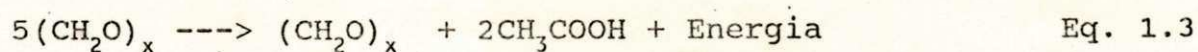
t = tempo de detenção hidráulica (d);

h = profundidade da lagoa (m).

Nas lagoas anaeróbicas a matéria orgânica, proveniente do esgoto afluente, é removida pela sedimentação e pela ação de bactérias facultativas e anaeróbicas.

Durante o processo de digestão anaeróbica, a matéria orgânica é degradada em duas fases distintas: fermentação ácida e fermentação metanogênica. Na primeira fase, logo após a hidrólise do material orgânico, ocorre a produção de ácidos orgânicos, principalmente ácido acético e ácido propiônico, como resultado da atividade metabólica das bactérias anaeróbico-facultativas (ver Eq. 1.3). Esses ácidos, principalmente o ácido acético, constituem o substrato necessário ao metabolismo das bactérias metanogênicas que, durante a síntese de seu material celular, produzem gás carbônico e metano (ver Eq.1.4).

As equações Eq. 1.3 e Eq. 1.4 exemplificam a degradação de carboidratos por bactérias anaeróbico-facultativas, com produção de ácido acético e a produção de metano pelas bactérias metanogênicas com base no ácido acético produzido na primeira fase.



As bactérias metanogênicas são extremamente sensíveis às variações de temperatura e pH, e não sobrevivem na presença de

oxigênio dissolvido. König (1990), afirma que para o bom funcionamento dessas lagoas a temperatura deve ser maior que 15 °C e o pH deve estar entre 6,8 e 7,4, mantidas as condições de anaerobiose. A eficiência do processo anaeróbico depende do equilíbrio e desenvolvimento dessas duas populações (bactérias formadoras de ácidos e bactérias formadoras de metano) que, em regiões de clima quente, são normalmente conseguidos graças à alcalinidade do esgoto doméstico, evitando variações de pH durante a primeira fase que comprometam o desenvolvimento das bactérias metanogênicas (van Handell, 1992).

2.2) Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são caracterizadas por apresentar uma camada superficial aeróbica e uma camada anaeróbica junto ao fundo, intercaladas por uma zona facultativa. Podem ser alimentadas por esgoto bruto ou pré-tratado, sendo denominadas de facultativa primária e secundária, respectivamente. As condições da massa líquida e do sedimento permitem uma maior diversidade na sua biota do que a observada nas lagoas anaeróbicas.

Na camada bentônica processa-se a decomposição da matéria orgânica sedimentada, liberando substâncias de menor peso molecular que são metabolizadas pelas bactérias aeróbicas localizadas acima da oxipausa. Estas, por sua vez, durante o metabolismo, liberam gás carbônico, que é assimilado pelas algas, localizadas na região eufótica. Numa relação mutualística, as algas, durante

a fotossíntese, produzem oxigênio, necessário para as bactérias aeróbicas. Assim, parte da matéria orgânica presente na massa líquida é mineralizada e reciclada (ver Fig.1.2).

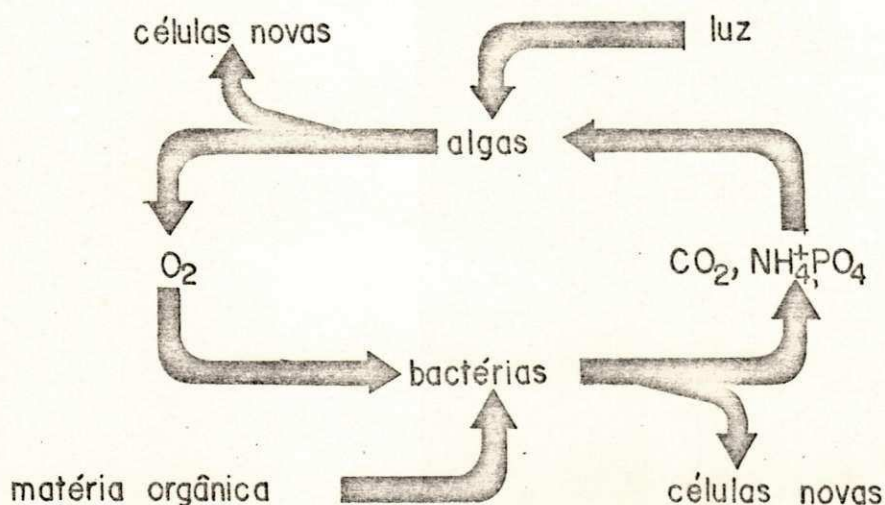


Figura 1.2 - Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.

FONTE: MARA (1976).

Nas lagoas de estabilização observa-se o fenômeno da estratificação térmica, provocada pela diferença de temperatura verificada ao longo da coluna d'água. Essa diferença de temperatura estabelece uma diferença de densidade entre a camada superficial (menos densa) e a camada do fundo (mais densa). A estratificação térmica provoca perda de eficiência do sistema, tanto pelo curto circuito hidráulico (diminuindo o tempo de detenção hidráulica real) quanto pela falta de homogeneidade da massa líquida. Além disso, as algas não flageladas, que tinham acesso à zona eufótica, pelos movimentos de convecção da massa líquida, ficam

restritas à região afótica, que é ampliada pelo autosombreamento provocado pela espessa camada de algas flageladas, que se distribuem na altura da coluna d'água onde há a melhor absorção da intensidade luminosa para a realização da fotossíntese. Assim, a quantidade de oxigênio produzido é reduzida e sua distribuição na massa líquida é prejudicada, ampliando a região de anaerobiose.

Em climas tropicais a estratificação e desestratificação térmica são verificadas durante o ciclo diário. Durante o dia a intensidade luminosa aquece a camada superficial tornando-a menos densa que a camada do fundo. As regiões do epilímnio e hipolímnio se encontram perfeitamente separadas pela termoclina. Durante o período noturno, o resfriamento da camada superficial aumenta sua densidade, provocando a mistura da massa líquida por convecção, quebrando a estratificação térmica. Ellis (1983), observa que a ação dos ventos é muito importante durante o processo de desestratificação térmica, ajudando na mistura da massa líquida. De Oliveira (1990), estudando lagoas de estabilização profundas no Nordeste do Brasil, em escala piloto, constatou que o fenômeno de estratificação térmica era mais acentuado em lagoas facultativas primárias, atribuindo esse fato a diferenças na diversidade e concentração do fitoplâncton.

As lagoas facultativas primárias, pelo fato de receberem esgoto bruto, desenvolvem uma camada considerável de lodo na região do fundo, na qual é verificada uma intensa atividade anaeróbica, que, para efeito de critérios de projeto, responde por cerca de 30% da remoção de DBO_5 (Marais, 1974).

Do ponto de vista de projeto, tanto as lagoas facultativas

primárias quanto secundárias, são comumente projetadas ou em função da cinética de remoção de DBO_5 ou em função da carga orgânica superficial que poderão suportar sem perder suas características.

2.2.1 - Critérios de projeto para lagoas facultativas.

2.2.1.1) Método da cinética de remoção da carga orgânica.

Quando projetadas em função da cinética de remoção da DBO_5 , as lagoas facultativas primárias são tidas como se fossem reatores completamente misturados, com a remoção da matéria orgânica comportando-se de acordo com uma equação diferencial de primeira ordem (Marais, 1974), cuja solução resulta na seguinte equação:

$$L_e = L_i / (1 + k_1 t) \quad \text{Eq.1.5}$$

Onde : $L_e = \text{DBO}_5$ efluente ($\text{mg O}_2/\text{l}$).

$L_i = \text{DBO}_5$ afluyente ($\text{mg O}_2/\text{l}$).

$t =$ tempo de detenção hidráulica (d).

$K_1 =$ coeficiente constante de velocidade de degradação da matéria orgânica (d^{-1}).

A área superficial da lagoa facultativa, a meia profundidade, é expressa da seguinte forma :

$$A = Qt/h \quad \text{Eq.1.6}$$

Mara (1976), com base em varios experimentos, propõe uma DBO_5 efluente, neste tipo de lagoa, de 60mg/l e uma profundidade h entre 1 e $1,5\text{m}$ e a seguinte expressão para K_1 :

$$K_1 = 0.3(1.05)^{(T-20)} \quad \text{Eq.1.7}$$

Dessa forma o dimensionamento pode ser expresso através da seguinte equação :

$$A = [Q(Li-60)]/[18h(1.05)^{(T-20)}] \quad \text{Eq.1.8}$$

O projeto de lagoas facultativas, pelo método da remoção de DBO_5 , possui algumas limitações, que podem ser assim resumidas:

1) a equação diferencial de primeira ordem que dá origem a Eq. 1.5 é do tipo $dL/dt = -KL$, ou seja, admite que a constante de degradação da matéria orgânica não varia com o tempo, o que, na prática, não acontece, pois, devido à existência de diferentes tipos de material orgânico presentes nas lagoas de estabilização, o valor da constante de degradação diminui com o tempo. Silva (1982), indica o uso da equação diferencial retardada como uma melhor aproximação do processo de remoção do material orgânico, verificando a seguinte expressão para K_1 ;

$$K_1 = 0,527/(1 + 0,052 t) \quad \text{Eq.1.9}$$

2) no modelo de remoção da carga orgânica, proposto por Marais (1974), é considerada uma situação ideal, onde o reator possuiria uma massa líquida completamente misturada. No entanto, a carga orgânica presente na lagoa se encontra parcialmente dispersa. Nesse sentido, o projeto deveria levar em consideração o grau de dispersão, que variaria desde um reator submetido a um fluxo pistão até aqueles completamente misturados. As dificulda-

des em determinar o grau de dispersão em lagoas de estabilização tem dificultado o uso de outros modelos de remoção da carga orgânica para critérios de projeto de lagoas facultativas.

2.2.1.2) Método da carga orgânica superficial.

McGarry e Pescod (1970), relacionam a carga orgânica superficial máxima, a que uma lagoa facultativa primária pode ser submetida sem se tornar anaeróbica, com a temperatura ambiente, resultando na seguinte equação:

$$\lambda_s = 11.2(1.054)^T \quad \text{Eq. 1.10}$$

Sendo:

λ_s máx = carga orgânica superficial máxima (Kg DBO₅ /ha.d).

T = temperatura ambiente em °F.

Mara (1976), introduzindo um coeficiente de segurança nas equações de McGarry e Pescod (1970), adota as seguintes equações para a escolha da carga orgânica e área superficial a meia seção, de projeto :

$$\lambda_s = 20T - 120 \quad \text{Eq. 1.11}$$

$$A = LiQ / (2T - 12) \quad \text{Eq. 1.12}$$

Onde: λ_s = carga orgânica superficial (Kg DBO₅ /ha.dia).

T = temperatura média do ar do mês mais frio do ano (°C).

Arthur (1983), com base em dados operacionais de muitas lagoas de estabilização de diversos países, propõe a seguinte expressão para a carga orgânica superficial de lagoas facultativas primárias:

$$\lambda_s = 20T - 60 \quad \text{Eq.1.13}$$

Para as lagoas facultativas secundárias são utilizadas as mesmas equações anteriores, descontando-se 30% referente a degradação da matéria orgânica observada na camada de lodo das lagoas facultativas primárias (Mara e Pearson, 1986). Assim, para as lagoas facultativas secundárias, ao considerar a equação proposta por Arthur (1983), encontra-se a seguinte expressão:

$$\lambda_s = 0.7(20T - 60) \quad \text{Eq. 1.14}$$

2.3) Lagoas de Maturação.

As lagoas de maturação são predominantemente aeróbicas e seu tamanho e número governam a qualidade do efluente em termos de remoção de patógenos excretados (Mara e Pearson, 1986). Quando usadas para o tratamento de efluentes de sistemas convencionais são denominadas de lagoas de polimento.

As lagoas de maturação têm pouca eficiência na remoção da carga orgânica quando comparadas com as lagoas anaeróbicas e facultativas. O principal objetivo de seu uso é garantir a remoção de organismos patogênicos, assegurando uma qualidade de efluente dentro dos padrões estabelecidos pelos órgãos que regulamentam a qualidade do efluente em função de seu destino final. Isto constitui a principal vantagem do uso de lagoas de estabilização sobre os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias (Ellis, 1983).

Nesse tipo de lagoa, a diversidade de algas é muito maior que nas lagoas facultativas. König (1984), estudando lagoas rasas,

com profundidade igual a 1 metro, em série, observou que os gêneros de algas presentes nas lagoas de estabilização em série variavam no sentido inverso à variação da carga orgânica a que cada lagoa estava submetida. Além disso, de acordo com a autora, os gêneros não flagelados apareciam com maior frequência em lagoas de maturação de que em lagoas facultativas. Mara e Pearson (1986), indicam, também, a baixa turbidez como um fator que ajuda na maior diversidade do fitoplâncton, em lagoas de maturação.

Por outro lado, de Oliveira (1990), observa que, em lagoas de maturação em série, a concentração do fitoplâncton tende a diminuir ao longo da série, contribuindo para a diminuição da quantidade de sólidos suspensos no efluente da série.

As condições de baixa turbidez facilitando a penetração da intensidade luminosa e os altos valores de pH, são apontados como importantes fatores na remoção de patogênicos observada nas lagoas de maturação (Ceballos, 1990).

2.3.1 - Critérios de projeto para lagoas de maturação.

Sendo a redução de organismos patogênicos a maior vantagem do uso de lagoas de maturação, o projeto dessas lagoas é elaborado em função da remoção de organismos patogênicos requerida para o efluente do sistema. Marais (1974), adotando modelo de remoção de patogênicos baseado numa equação diferencial de primeira ordem do tipo $\frac{dN}{dt} = -K_b N$, indica a seguinte equação, usando coliformes fecais como indicadores de contaminação fecal, no dimensionamento de lagoas de maturação:

$$N_e = N_i / (1 + K_b \cdot t)$$

Eq.1.15

No caso de lagoas em série temos:

$$N_e = N_i / [(1 + K_b \cdot t_a) (1 + K_b \cdot t_f) (1 + K_b \cdot t_m)^n] \quad \text{Eq.1.16}$$

Onde:

N_e = N° de CF/100 ml afluyente;

N_i = N° de CF/100 ml efluente;

K_b = Coeficiente constante de velocidade de remoção de bactérias (d^{-1});

t_a = Tempo de detenção hidráulica da lagoa anaeróbica (d);

t_f = Tempo de detenção hidráulica da lagoa facultativa (d);

t_m = Tempo de detenção hidráulica da lagoa de maturação (d);

n = N° de lagoas de maturação.

Mara (1976), usa a seguinte expressão para os valores de K_b :

$$K_b = 2,6 (1,19)^{(T-20)} \quad \text{Eq.1.17}$$

Onde:

T = temperatura da massa líquida ($^{\circ}C$).

Com os valores t e n desconhecidos, a Eq. 1.16 só pode ser resolvida por tentativa, fixando-se a qualidade desejada para o efluente.

Silva (1982), observou que os valores de K_b variam também com a carga orgânica a que a lagoa está submetida. Quanto maior a carga orgânica menor a taxa de remoção de coliformes fecais. Sendo assim, o valor de K_b deveria ser diferente nas lagoas anaeróbica, facultativa e de maturação.

3) REMOÇÃO DE FÓSFORO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.

As lagoas de estabilização em série, além de serem um excelente método de remoção da carga orgânica e de patogênicos, cumprem também o papel de tratamento terciário. Nesse caso, particular importância é conferida às lagoas de maturação (Ellis, 1983).

No que diz respeito ao fósforo, a capacidade de remoção em uma série de lagoas de estabilização é sintetizada pela seguinte afirmativa de Mara e Pearson (1986) :

"A eficiência de remoção de fósforo total em lagoas de estabilização depende de quanto deixa a coluna líquida e entra na camada de lodo através da sedimentação (principalmente como fósforo orgânico incorporado a biomassa microbiana) e precipitação (como fosfatos insolúveis) comparado com a quantidade que retorna via mineralização e ressolubilização."

Uma significativa contribuição ao estudo do comportamento das formas de fósforo, suas transformações cíclicas e os mecanismos de remoção em lagoas de estabilização, foi apresentada por Houngh e Gloyna (1984), em experimentos realizados com duas séries de lagoas de estabilização (sendo a primeira composta de uma lagoa anaeróbica, seguida de uma lagoa facultativa e outra de maturação; enquanto a segunda era composta de uma lagoa facultativa, seguida de uma lagoa de maturação), ambas em escala de laboratório. Nesses experimentos são estudados o balanço do fósforo total e as transformações das formas de fósforo presentes nos reatores, de acordo com as Figuras 1.3 e 1.4, respectivamente. Os resultados, para o sistema constituído de uma série de três lagoas, são reproduzidos na Tabela 1.6

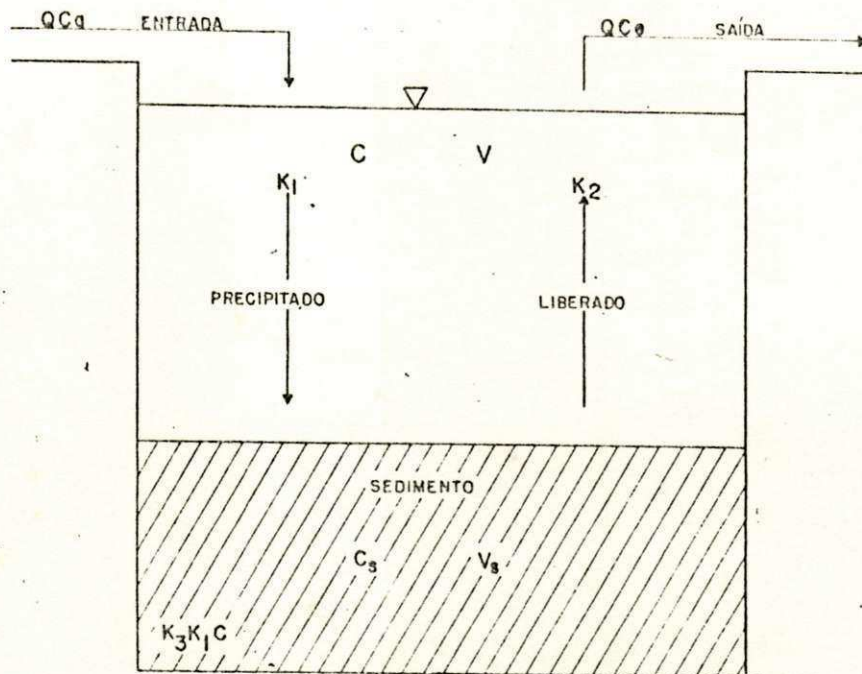


Figura 1.3 - Balanço de massa do fósforo total em lagoas de estabilização.

FONTE: Houg e Gloyna (1984).

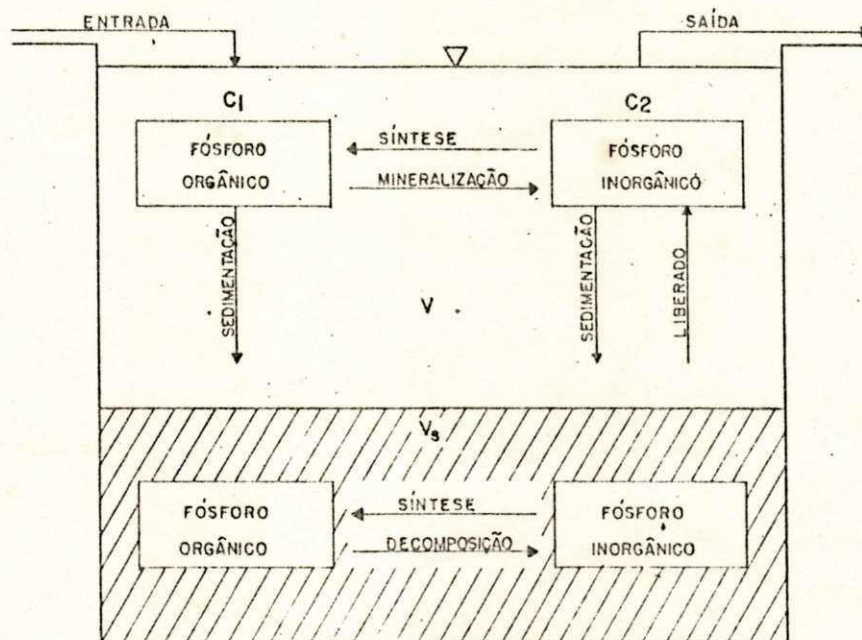


Figura 1.4 - Transformações cíclicas das formas de fósforo em lagoas de estabilização.

FONTE : Houg e Gloyna (1984).

Tabela 1.6 - Valores das taxas de deposição de fósforo total (K1), das taxas de liberação de fósforo total do fundo da lagoa (K2) e, da fração de fósforo total presente no sedimento (K3), na série de três lagoas pesquisadas por Houng e Gloyna (1984).

LAGOAS DA SÉRIE				
Valores	Unidade	Anaeróbica	Facultativa	Maturação
K1	cm/d	5,01 - 5,64	2,01 - 2,96	0,10 - 0,34
K2	cm/d	0,20 - 0,27	0,11 - 0,18	0,004 - 0,008
K3	%	40 - 48	21 - 27	21 - 28

3.1 - Transformações Cíclicas das Formas de Fósforo numa Série de Lagoas de Estabilização.

O fósforo orgânico e inorgânico (fósforo hidrolizável e ortofosfato) que chegam as lagoas de estabilização passam por processos de transformação na massa líquida e no sedimento que vão da assimilação microbiana até a mineralização da matéria orgânica, podendo formar precipitados que podem ser retidos ou não na camada de lodo, (Somiya e Fujii, 1984). Essas transformações cíclicas que ocorrem a partir das diversas formas de fósforo presentes em lagoas de estabilização em série, podem ser assim observadas:

- 1) a fração de fósforo orgânico associado ao material sedimentável, que chega à lagoa de estabilização, deixa a coluna líquida e segue para a camada bentônica, onde é decomposta por digestão anaeróbica, liberando fosfatos condensados, ortofosfatos e fósfo-

ro orgânico de menor peso molecular (de Oliveira, 1990).

Nas lagoas anaeróbicas, ocorre uma grande acumulação de fósforo no sedimento do fundo. Hounq e Gloyna (1984), em seus experimentos, observaram que essas lagoas tinham uma maior taxa de sedimentação de fósforo do que as lagoas facultativas e de maturação. No entanto, embora fossem responsáveis pela maior parte do fósforo removido, as lagoas anaeróbicas possuíam uma maior capacidade de liberação de fósforo do sedimento em direção à massa líquida, chegando a valores de 25 a 50 vezes maiores que os apresentados em lagoas de maturação, transformando o fundo da lagoa em uma fonte fornecedora de fósforo (ver Tabela 1.6). A diferença das taxas de deposição nos diferentes tipos de lagoas é atribuída à diferença no material particulado presente em cada lagoa (a lagoa anaeróbica, por exemplo, tendo como afluente o esgoto bruto, possui uma maior quantidade de material de fácil sedimentação). Hounq e Gloyna (1984), apontam as condições anaeróbicas do sedimento como responsáveis pela liberação de fósforo para a massa líquida, indicando as lagoas anaeróbicas no pré-tratamento de águas residuárias onde a entrada de fósforo seja intermitente;

2) a fração de fósforo orgânico solúvel presente na massa líquida é assimilada ou mineralizada pela atividade microbiana. Durante o metabolismo as bactérias convertem parte do fósforo orgânico solúvel em ortofosfatos e polifosfatos que podem ser incorporados à biomassa de algas durante a fotossíntese (ver Figura 1.4);

3) o fósforo condensado presente na massa líquida, além de ser

assimilado pelas algas, é convertido gradualmente em ortofosfato. Essa transformação é tanto maior quanto maior seja a temperatura da massa líquida e mais baixo o pH (Sawyer e McCarty, 1978);

4) o ortofosfato é a forma de fósforo mais prontamente assimilável pelas algas. Uma fração dessa forma de fósforo pode precipitar através de reações com íons metálicos (particularmente alumínio e ferro) ou com cálcio e magnésio presentes no esgoto afluente ao sistema. De acordo com Houngh e Gloyna (1984), os precipitados resultantes das reações de ortofosfatos com íons de ferro são verificados, com frequência, em lagoas anaeróbicas e têm grande facilidade de retornar à coluna líquida via ressolubilização. Por outro lado, os íons de alumínio, magnésio e cálcio, quando reagem com ortofosfato formam, precipitados mais estáveis. Somiya e Fujii (1984) afirmam que, sob condições aeróbicas, os precipitados de ortofosfato são muito mais estáveis do que sob condições anaeróbicas. Diversos autores dão particular importância à formação de hidroxiapatita [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$] na precipitação de ortofosfato e atribuem aos elevados valores de pH, registrados em lagoas facultativas e de maturação, como responsáveis por isto (Toms *et al.*, 1975; Ellis, 1983; Somiya e Fujii, 1984 e Houngh e Gloyna, 1984). Toms *et al.* (1975), por exemplo, apontam valores de pH acima de 8.2 para haver a precipitação de ortofosfato, sob a forma de hidroxiapatita, enquanto Somiya e Fujii (1984), indicam o valor de pH igual a 9.0 para que seja observada a mesma precipitação.

3.2 - Mecanismos de Remoção de Fósforo em Lagoas de Estabilização.

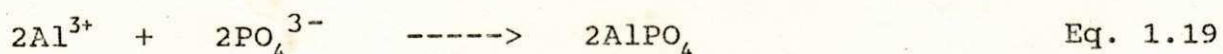
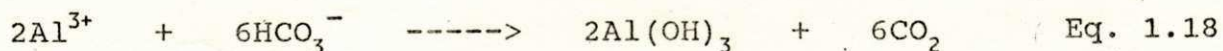
Do ponto de vista da remoção de fósforo podemos relacionar apenas três mecanismos: precipitação, sedimentação e assimilação.

3.2.1 - Precipitação química das formas de fósforo.

A precipitação química é um dos principais mecanismos de remoção das formas de fósforo presentes em águas residuárias. Essa precipitação ocorre principalmente através da reação de íons de cálcio, alumínio e ferro com ortofosfatos, e a quantidade do precipitado depende principalmente das características da água residuária (alcalinidade, por exemplo) e do pH da massa líquida.

a) Precipitação química com íons de alumínio (Al^{3+}).

Sais de alumínio tais como $Al_2(SO_4)_3$, $Na_2Al_2O_4$ e $AlCl_3$, uma vez presentes na massa líquida, podem reagir, simultaneamente, com íons de fosfato e com a alcalinidade presentes no reator, de acordo com as seguintes equações simplificadas:



De acordo com WRC (1987), o pH ótimo onde ocorre uma maior precipitação de ortofosfato com o alumínio depende das características do afluente, estando situado entre 5,5 e 6,5.

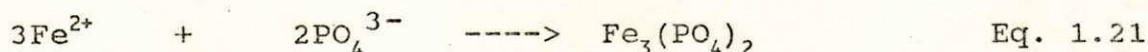
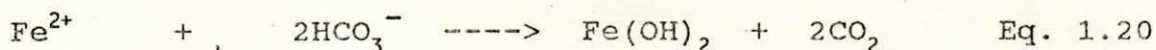
De acordo com Houng e Gloyna (1984), a principal forma de alumínio presente em lagoas de estabilização e que participa do processo de precipitação química de ortofosfato é o sulfato de alumínio hidratado $[Al_2(SO_4)_3 \cdot x H_2O]$.

b) Precipitação química de fósforo com íons de ferro (Fe^{2+} e Fe^{3+}).

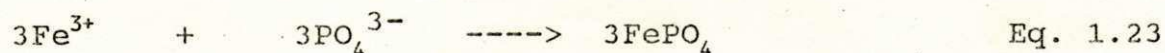
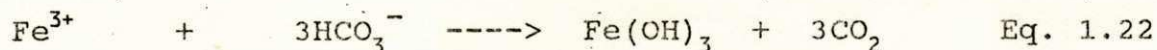
Tanto os íons ferro ferroso (Fe^{2+}) quanto os íons ferro férrico (Fe^{3+}), podem reagir com fosfatos formando precipitados químicos. Na massa líquida esses íons podem estar combinados, formando sulfato ferroso, sulfato férrico e cloreto férrico.

Os íons de ferro férrico, quando reagem com ortofosfatos, formam FePO_4 , enquanto que os íons ferro ferroso formam um precipitado chamado vivianita ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$). Os íons Fe^{2+} e Fe^{3+} reagem também com hidroxilas formando flocos de hidróxidos de ferro que podem precipitar fosfatos condensados por adsorção (WCR, 1987). As equações abaixo demonstram, de forma simplificada, as reações de precipitação.

b.1) Reações envolvendo íons de ferro ferroso.



b.2) Reações envolvendo íons de ferro férrico.



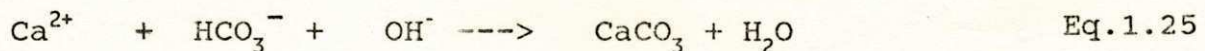
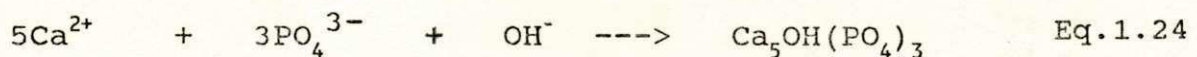
O pH ótimo, para a formação de precipitados com íons de ferro ferroso, é 8,0, enquanto a máxima remoção de fósforo com ferro férrico ocorre quando o pH está situado entre 4,0 e 5,0 (WRC, 1987).

Houng e Gloyna (1984), observaram que em lagoas anaeróbicas a maioria das precipitações de fosfatos ocorria através de reações com íons de ferro.

c) Precipitação de fósforo com íons de cálcio.

A precipitação química de ortofosfato com íons de cálcio ocorre em pH elevado e em ambiente alcalino. O precipitado formado a partir das reações envolvendo ortofosfato e íons de cálcio é mais estável de que aquele formado em reações com íons de alumínio e, principalmente, com íons de ferro (Houng e Gloyna, 1984).

As reações envolvidas no processo são apresentadas de forma simplificada pelas equações químicas Eq. 1.24 e Eq. 1.25.



Pelos elevados valores de pH requeridos na precipitação de ortofosfato sob a forma de hidroxiapatita, é esperado que somente as lagoas de maturação de uma série de lagoas de estabilização registre alguma remoção de ortofosfato envolvendo íons de cálcio.

3.2.2 - Sedimentação das formas de fósforo em lagoas de estabilização.

A sedimentação, como mecanismo de remoção de fósforo, ocorre principalmente pela sedimentação do material orgânico particulado presente em cada lagoa. Por isso, a taxa de sedimentação de fósforo em cada lagoa varia de acordo com o tipo de material sedimentável presente (Houng e Gloyna, 1984).

Nas lagoas anaeróbicas, onde o esgoto bruto afluyente possui uma maior quantidade de material orgânico particulado com maior peso molecular, a taxa de sedimentação de fósforo é bem maior que nas lagoas facultativas secundárias e de maturação (ver Tabela 1.6).

No entanto, a degradação do material orgânico no sedimento das lagoas de estabilização, leva a uma liberação de parte do fósforo retido no sedimento, diminuindo a eficiência de remoção de fósforo por sedimentação.

Além disso, tanto nos casos de sedimentação quanto na precipitação química, as condições do sedimento exercem uma grande influência na eficiência de remoção. Jones e Lee (1981), observam que os sedimentos sob condições anaeróbicas apresentam uma maior facilidade de liberação das formas de fósforo de que aqueles sujeitos a condições aeróbicas.

3.2.3 - Assimilação microbiana como mecanismo de remoção das formas de fósforo.

O próprio crescimento da comunidade microbiana e reciclagem de nutrientes, dentro da massa líquida e no sedimento das lagoas de estabilização, constituem um mecanismo de remoção de fósforo. Ip et al. (1985), relacionam a diminuição de ortofosfato no efluente de lagoas facultativas e de maturação com o crescimento da biomassa de algas. Além disso, Sukenik et al. (1984), observaram o fenômeno da autofloculação de algas em lagoas de maturação, que tinha como agente flocculante substâncias fosfatadas.

Por fim, alguns autores têm relacionado a remoção das formas de fósforo presentes em lagoas de estabilização com o tempo de detenção hidráulica a que essas lagoas estão submetidas (Somiya e Fujii, 1983 e Silva, 1982). Silva (1982), por exemplo, estudando a eficiência de um sistema de cinco lagoas de estabilização em série, em escala piloto, sujeito a tempos de detenção hidráulica

diferentes, observou que a eficiência de remoção de fósforo total era diretamente proporcional ao tempo de detenção. Por outro lado, de Oliveira (1990), estudando um sistema de lagoas de estabilização profundas, em escala piloto, não verificou uma eficiência de remoção de fósforo diretamente proporcional ao tempo de detenção.

CAPÍTULO II

MATERIAIS E MÉTODOS

2.1) Descrição do Sistema Experimental.

O sistema experimental, uma série longa de dez lagoas de estabilização, consistia de uma lagoa anaeróbica (A11), alimentada por esgoto bruto, seguida de uma lagoa facultativa (F26) e oito de maturação (M25, M26, M27, M28, M29, M30, M31 e M32). Esse sistema foi construído em escala piloto, com alicerce em pedra argamassada, paredes de alvenaria de uma vez e fundo de concreto. As paredes e o fundo das lagoas foram revestidos com argamassa de cimento, areia e impermeabilizante, com espessura de 25mm, garantindo a estanqueidade do sistema. A Tabela 2.1 mostra as dimensões, o volume e a área superficial das lagoas da série.

O sistema, em escala - piloto, estava localizado no Bairro da Catingueira, em terreno pertencente à CAGEPA (Companhia de Água e Esgotos da Paraíba), nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Campina Grande, Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. A operação, manutenção e monitoramento da série longa de lagoas de estabilização eram de responsabilidade da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários), que pertence à Universidade Federal da Paraíba (UFPb).

Tabela 2.1- Dimensões, áreas superficiais e volumes das unidades da série longa de lagoas de estabilização pesquisada.

Lagoas da série	Dimensões (m)			Área m ²	Volume m ³
	comprimento	largura	profund.		
A11	1,80	1,20	1,50	2,16	3,24
F26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M25	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M27	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M28	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M29	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M30	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M31	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M32	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48

2.1.1) Alimentação do sistema

A primeira lagoa da série (A11) era alimentada com esgoto bruto, por recalque, e as lagoas seguintes eram alimentadas com o efluente da lagoa precedente, por gravidade. O esgoto bruto era captado entre a caixa de areia e a Calha Parshall, que antecede o primeiro reator biológico da estação de tratamento de esgotos da cidade de Campina Grande (Figura 2.1), por um conjunto moto-bomba submersível (tipo ABS-UNI) de 1,2 HP e 3380 rpm (modelo 500T). Esse conjunto moto-bomba recalrava o esgoto bruto, através de uma tubulação de PVC de 60 mm com cerca de 50 m de

comprimento, para um tanque de nível constante, localizado dentro da casa de bombas, conforme indicado nas Figuras 2.1 e 2.2. O volume de esgoto bruto de excesso do tanque de nível constante era descarregado em uma caixa de passagem por uma tubulação de 100 mm de diâmetro, de onde seguia em direção ao primeiro reator biológico da estação de tratamento da cidade, situado a cerca de 50 metros, por uma tubulação de PVC de 100 mm de diâmetro (ver Fig. 2.1 e 2.2). Uma bomba peristáltica de velocidade variável (modelo HRSV, Watson - Marlow, Falmoyth, Cornwall, England), recalrava esgoto bruto do tanque de nível constante para a lagoa anaeróbica (A11), com uma vazão de 3,24 m³/d, através de uma canalização de recalque de 50 mm de diâmetro. A tubulação que interligava o tanque de nível constante às três bombas tinha diâmetro de 75mm e, ao passar pela última bomba, seguia para uma caixa de passagem, onde, por uma redução excêntrica, descarregava o excesso de esgoto bruto, que era conduzido para a estação de tratamento municipal por uma tubulação de 100mm de diâmetro. Para evitar danos nas bombas afogadas foi colocada uma boia de nível no tanque de nível constante, que desligava as bombas afogadas se, por algum motivo, o nível baixasse (ver Figura 2.3).

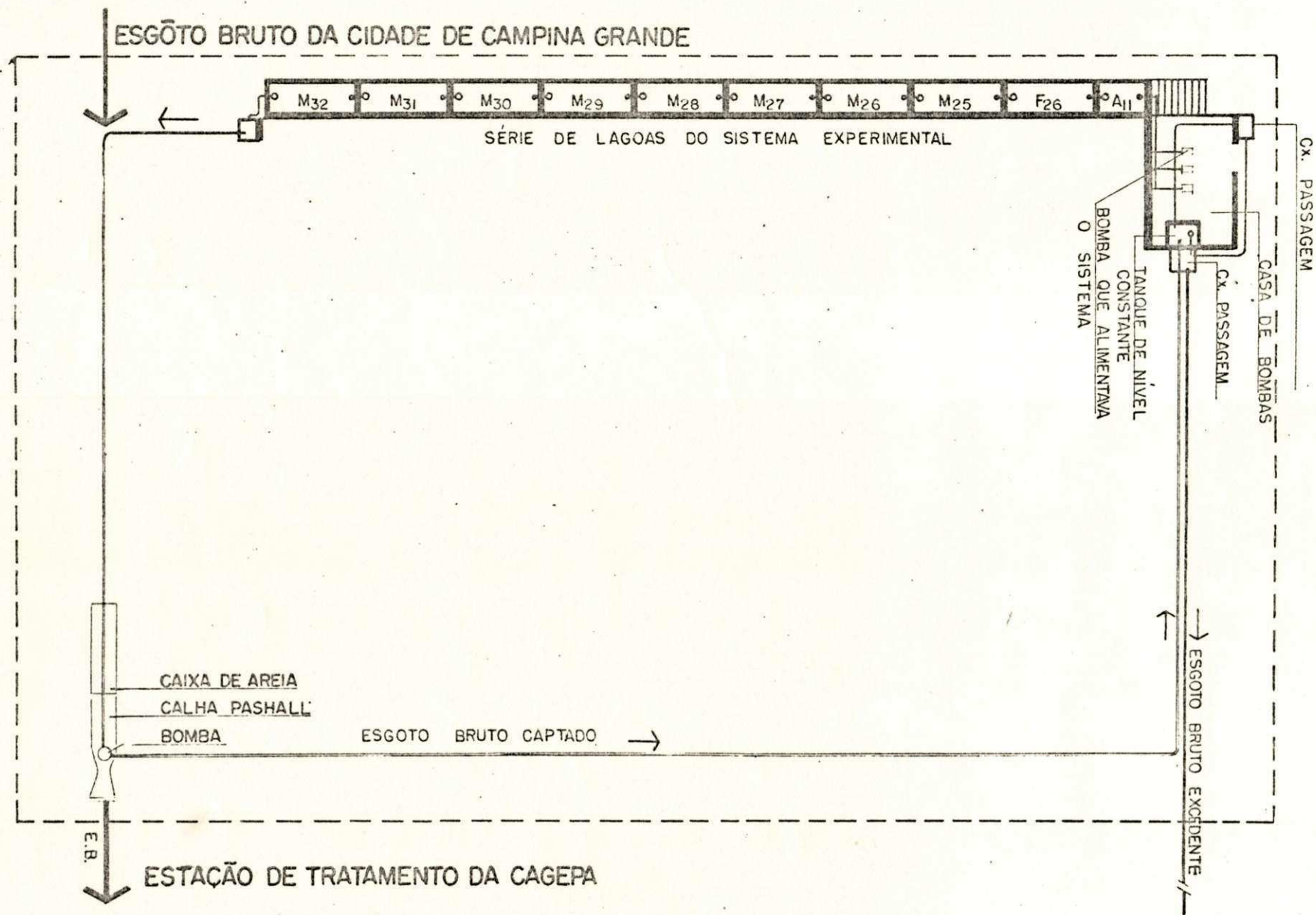


Figura 2.1 - Planta de situação do sistema experimental.

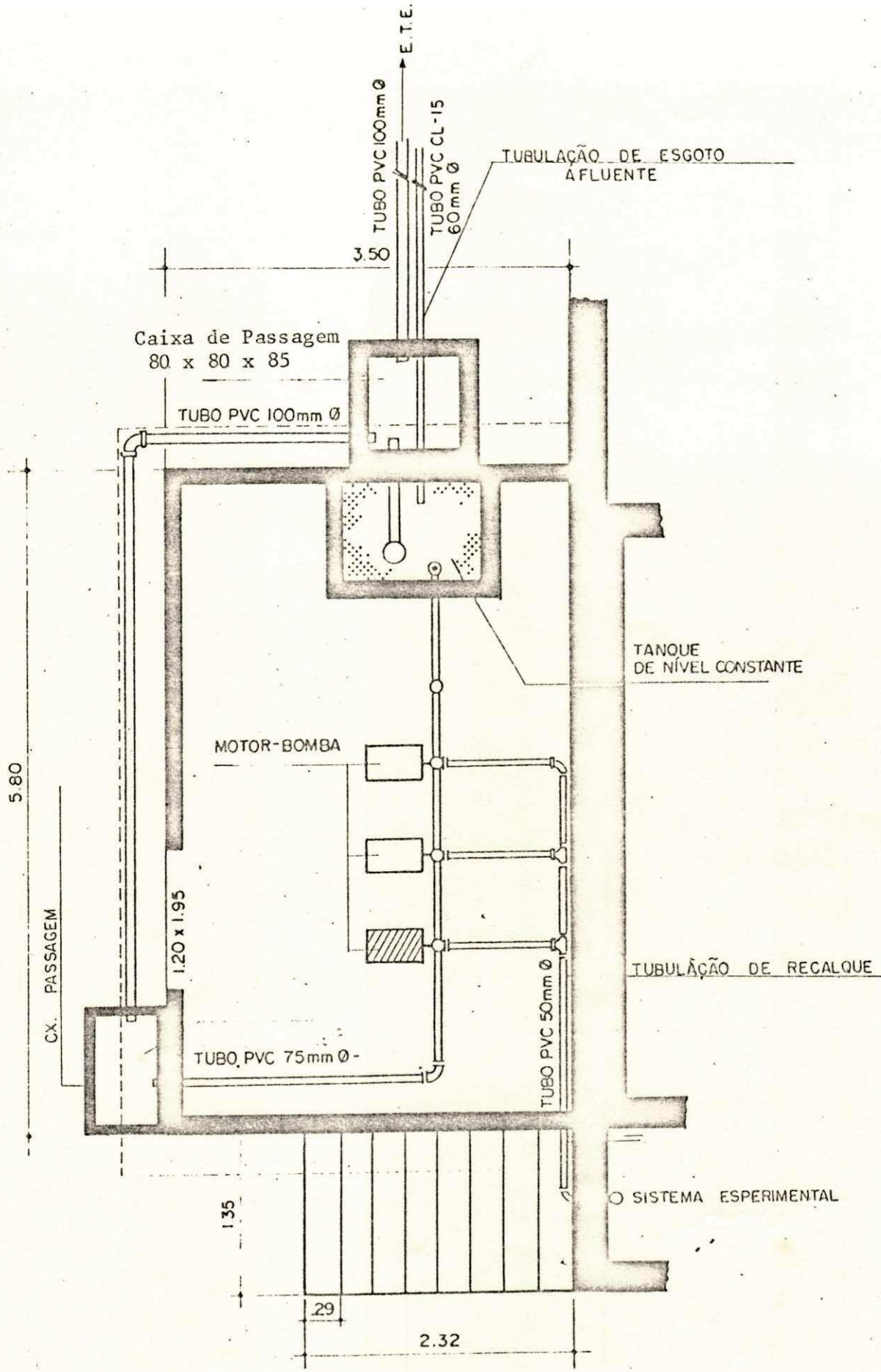


Figura 2.2 - Planta baixa da casa de bombas.

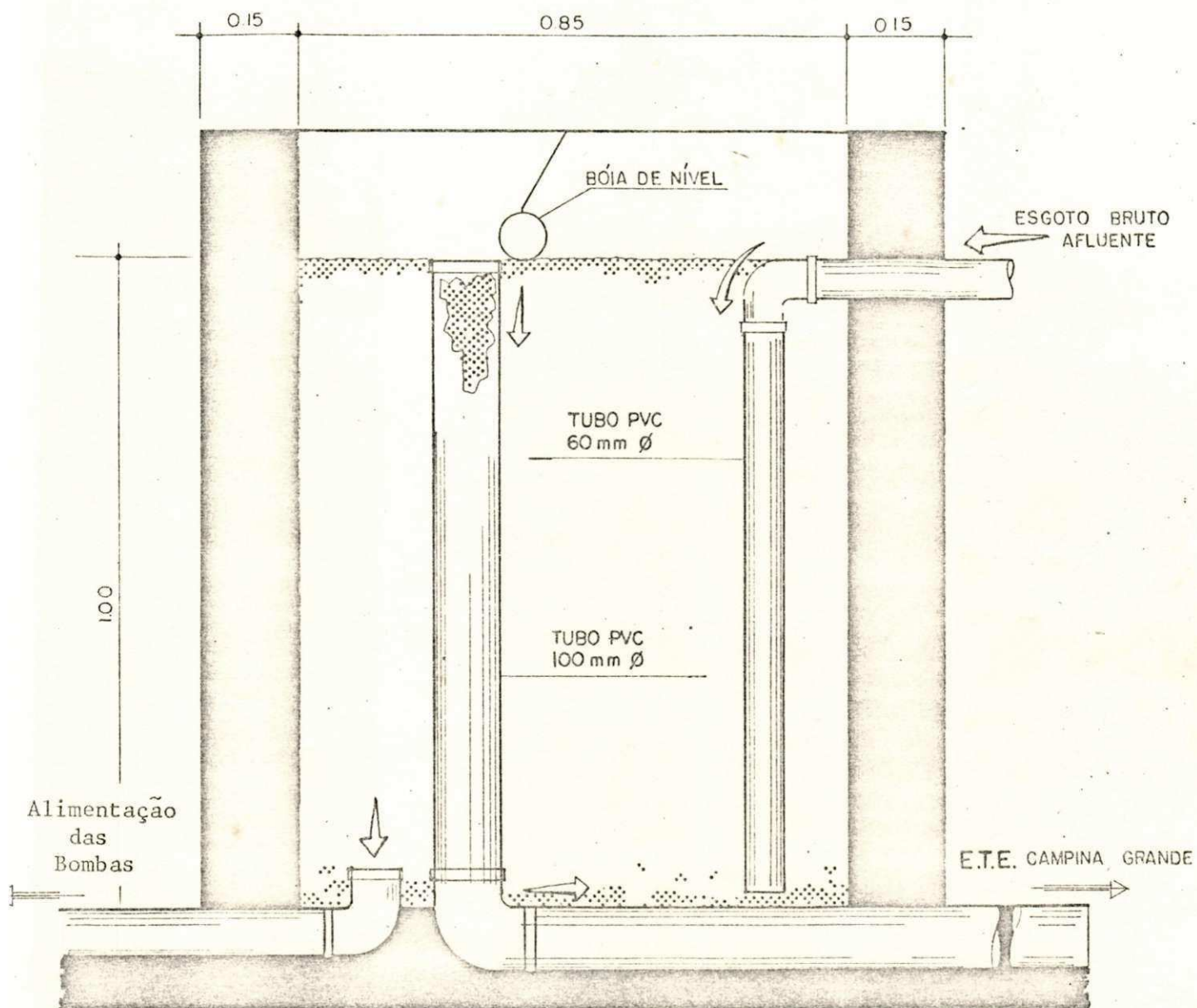


Figura 2.3 - Detalhe esquemático do tanque de nível constante.

2.1.2) Dispositivo de entrada e saída.

O dispositivo de entrada de cada lagoa era constituído de um tê de 50mm de diâmetro, de PVC, conectado a uma tubulação de mesmo material e diâmetro, disposta na vertical, que permitia a descarga afluyente a uma distância de 50 cm do fundo da lagoa (ver as Figuras 2.4 e 2.5). O dispositivo de saída era constituído de uma curva de 90°, de PVC, de 50 mm de diâmetro, voltada para cima, posicionada ao nível da superfície da lâmina d'água (ver Figura 2.5) e conectada em tubos de mesmo material e diâmetro, interligando-se à entrada da lagoa subsequente. O dispositivo de saída de cada lagoa era protegido por um retentor de espuma, cuja finalidade era evitar a saída de material flotante, e consistia em um tubo de PVC, de 300 mm de diâmetro e cerca de 20 cm de altura, que circundava o dispositivo de saída e estava submerso até 5 cm abaixo do nível da lâmina d'água da lagoa. O efluente da última lagoa (M32) era descarregado, por uma tubulação de 50 mm, em uma caixa de passagem, de onde seguia para a entrada da estação de tratamento de esgotos da cidade, por uma tubulação de 100 mm de diâmetro (ver Figura 2.1). Os dispositivos de entrada e saída tinham como finalidade garantir um fluxo horizontal que permitisse um tempo de detenção real o mais próximo possível do tempo de detenção nominal, além de evitar a saída de material particulado presente na superfície das lagoas.

2.2) Monitoramento do Sistema.

A alimentação do sistema experimental, teve início em 26 de julho de 1991, com uma vazão de 3,24 m³/d e uma carga orgânica estimada em 200 g DBO₅/m³d, na lagoa anaeróbica (ver Tabela 2.2). A partir de 15 de agosto de 1991 foram iniciadas coletas de

amostras pontuais dos efluentes das dez lagoas em série, e do esgoto bruto, além de uma amostra composta diária deste, numa frequência de duas vezes por semana, até o dia 20 de Dezembro do mesmo ano. Todas as amostras eram analisadas nos laboratórios da EXTRABES. Em todo o período foram mantidos os mesmos parâmetros hidráulicos, com aferição quinzenal da vazão.

A coleta era realizada às 8 horas da manhã acompanhada das medições de temperatura e transparência. A temperatura foi medida com um termômetro de filamento de mercúrio, e a transparência com um disco de Secchi.

Tabela 2.2 - Características operacionais previstas para o sistema experimental.

LAGOAS	VAZÃO (m ³ /d)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (d)	CARGA ORGÂNICA		
			VOL. (g DBO ₅ /m ³ .d)	SUPERF. (kg DBO ₅ /ha.d)	
A11	3,24	1	200	1 347	3.000
F26	3,24	2	-	-	
M25	3,24	2	-	-	
M26	3,24	2	-	-	
M27	3,24	2	-	-	
M28	3,24	2	-	-	
M29	3,24	2	-	-	
M30	3,24	2	-	-	
M31	3,24	2	-	-	
M32	3,24	2	-	-	

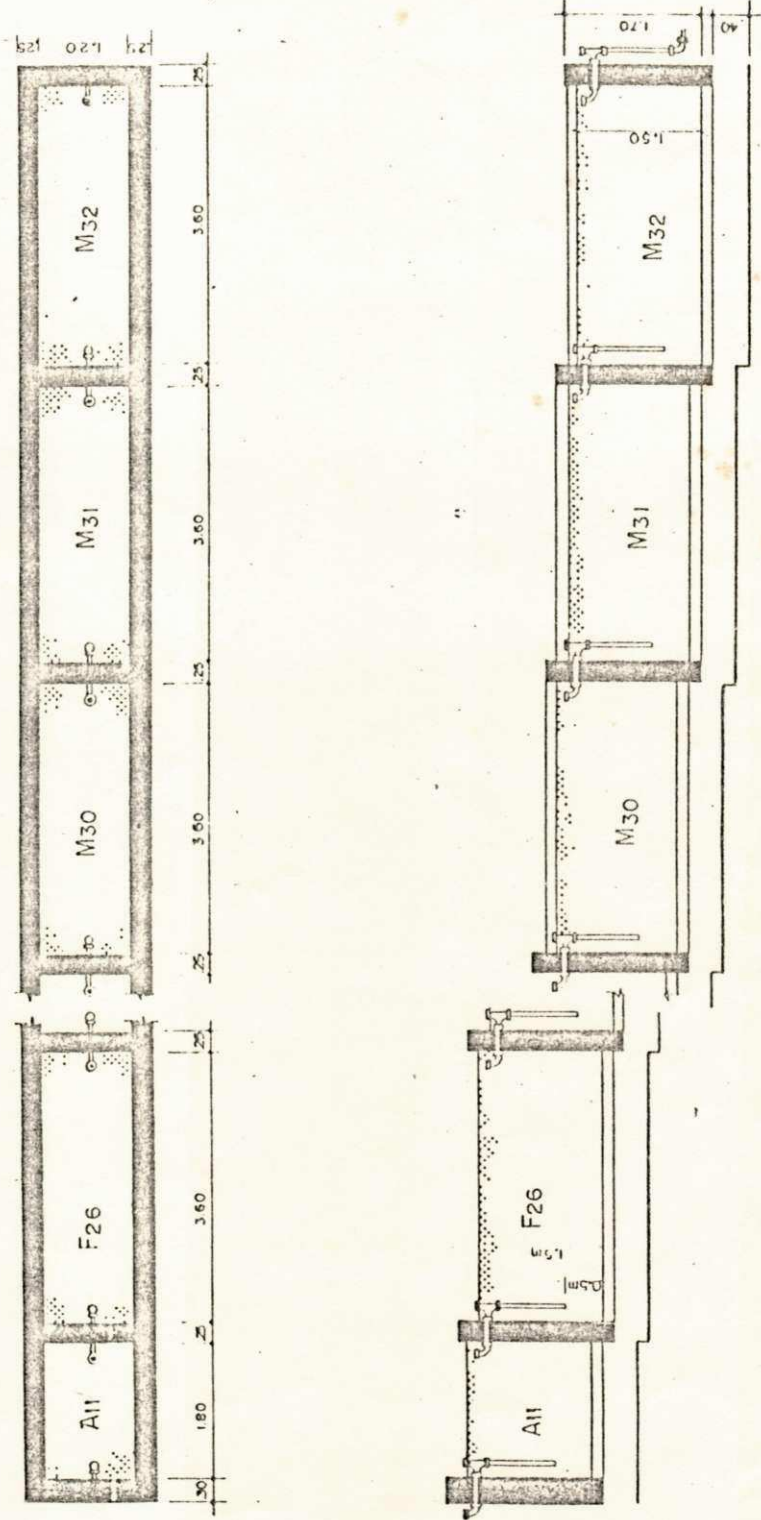


Figura 2.4 - Planta e corte das lagoas em série do sistema experimental.

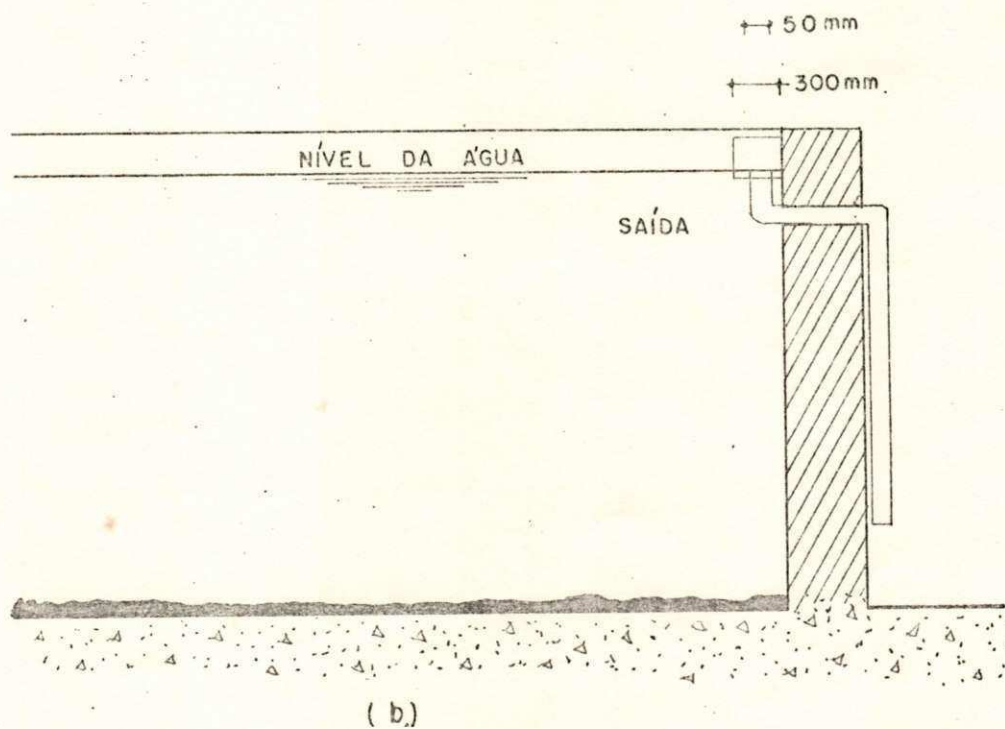
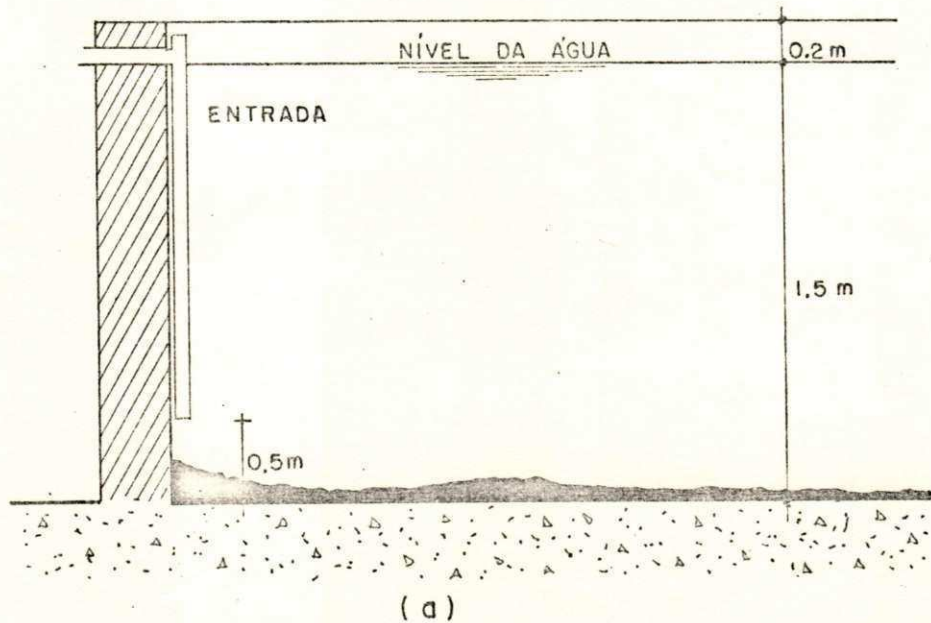


Figura 2.5_ Detalhe de entrada (a) e saída (b), das lagoas do sistema experimental.

As cargas orgânicas volumétrica e superficial da Tabela 2.2 foram calculadas em função de uma DBO_5 estimada em 200 mg O_2/l , com base em experimentos anteriores realizados pela EXTRABES.

2.2.1) Parâmetros analisados.

Os parâmetros analisados durante o experimento foram fósforo total, ortofosfato solúvel, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T), transparência (t), pH e clorofila a. Não foi procedida a análise de clorofila a nas amostras de esgoto bruto e da lagoa anaeróbica (A11).

2.2.2) Procedimentos de laboratório.

Com exceção da clorofila a, todas as análises foram feitas em conformidade com APHA (1989).

O pH foi medido eletronicamente, usando um medidor de pH modelo Pye Unicam, PW 9418, com eletrodo para pH modelo Ingold 401E07.

A DBO_5 foi medida pelo método dos frascos padrões de DBO_5 , com o oxigênio dissolvido (OD) medido através de medidor de oxigênio dissolvido (modelo YSI54A), provido de eletrodo de membrana seletiva (modelo YSI 5720A).

Por sua vez, a DQO foi analisada através do método de refluxação fechada do dicromato de potássio, usando bloco de digestão, modelo GRANT tipo BT5, conforme recomendações da APHA (1989).

A clorofila a foi determinada pelo método do metanol 90% (extração a quente), de acordo com Jones (1979). Foi usado

espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K, com leituras de absorvância feitas a 665 e 750 nm .

O fósforo total e o ortofosfato solúvel foram analisados pelo método colorimétrico do ácido ascórbico. No caso do fósforo total as amostras foram previamente digeridas pelo método do persulfato de amônio. As concentrações foram determinadas por um colorímetro modelo Pye Unicam SP15, num comprimento de onda de 880 nm.

2.2.3) Amostra composta.

A coleta da amostra composta de esgoto bruto era feita com o uso de um amostrador automático modelo SM008/24A (Sweynes Industrial Estate, Sirco Control LTD), que coletava 500 ml de esgoto bruto a cada hora, durante 24 horas. Este equipamento (Figura 2.6) era acionado para fazer a primeira coleta às 9 horas do dia anterior, de tal modo que a última amostra era coletada às 8 horas do dia da coleta. Logo após a última amostra de esgoto bruto ser coletada pelo amostrador, todas as frações eram misturadas e homogeneizadas para, em seguida, ser retirado o volume necessário para as análises dos parâmetros investigados.

2.2.4) Estudo no ciclo diário.

Durante a fase experimental foram feitas análises de diversos parâmetros durante o ciclo diário (ver Quadro 2.3). Estas análises eram realizadas com amostras coletadas de seis em seis horas, durante um período de 24 horas . As datas dessas análises bem como os parâmetros determinados são apresentados no Quadro 2.1.

O objetivo dos experimentos ao longo do ciclo diário era verificar a variação das características do esgoto bruto e dos efluentes de cada lagoa, num período de 24 horas.

QUADRO 2.1-Cronograma das coletas e análises das amostras durante o ciclo diário

		EXPERIMENTOS			
DATA		1°	2°	3°	4°
PARÂMETRO		01 · 10 · 91	22 · 10 · 91	13 · 11 · 91	27 · 11 · 91
FÓSFORO TOTAL (mgP/l)		○	○	○	○
ORTOFOSFATO SOLÚVEL (mgP/l)		○	○	○	○
TEMPERATURA (°C)		○	○	○	○
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (mgO ₂ /l)		○	○	○	○
pH		○	○	○	○
OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mgO ₂ /l)		○	○	○	○
CLOROFILA <u>g</u> (ug/l)		○	○	○	○
TRANSPARÊNCIA (m)		◐	◐	◐	◐
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (mgO ₂ /l)		●	●	●	●

- LEGENDA:
- PARÂMETRO ANALISADO AO LONGO DO CICLO DIÁRIO
 - PARÂMETRO ANALISADO APENAS ÀS 8:00 hs.
 - ◐ PARÂMETRO ANALISADO ÀS 8:00 e 14:00 hs.

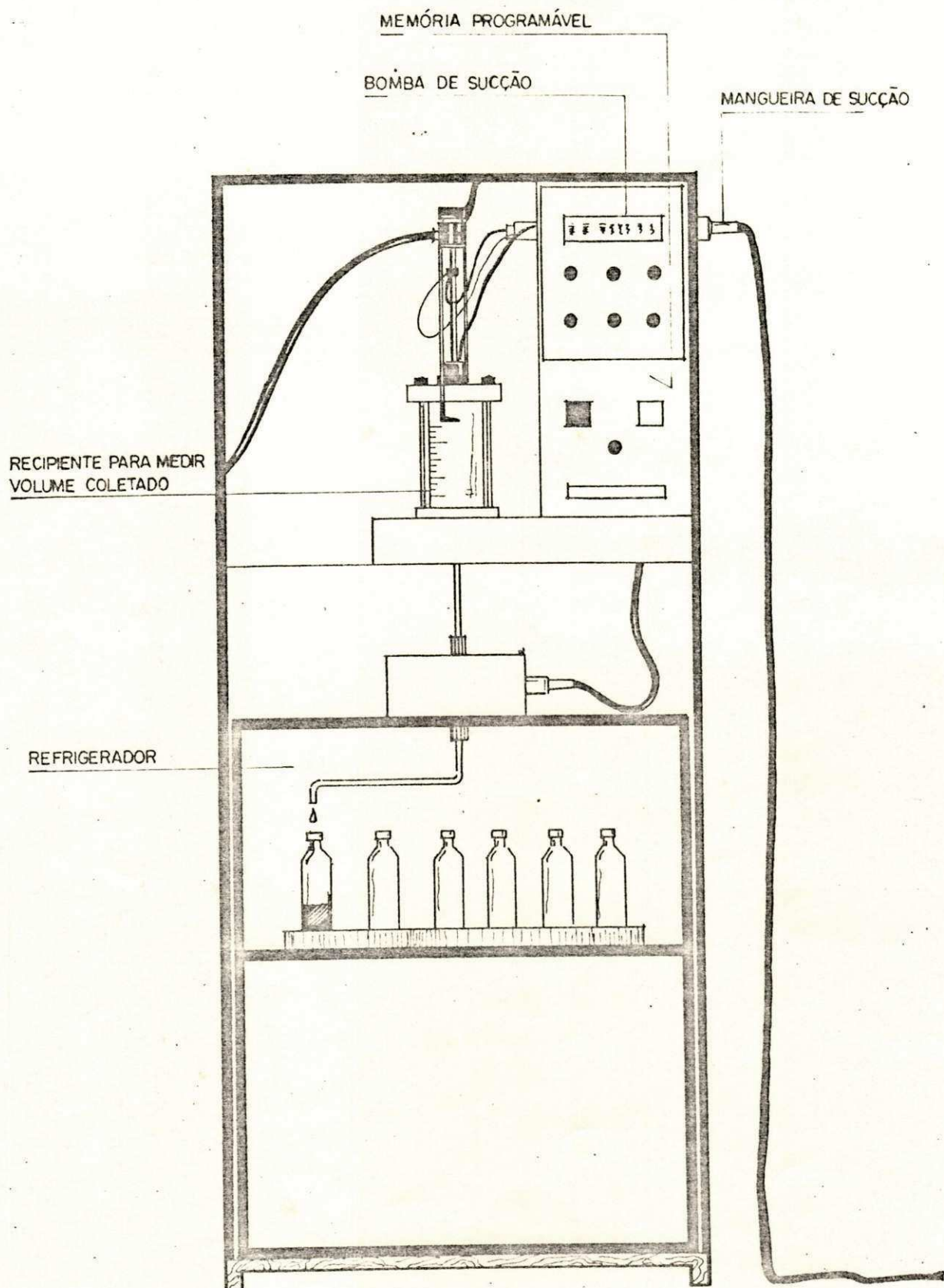


Figura 2.6 - Esquema do amostrador automático.

CAPÍTULO III

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

3.1) Tratamento Estatístico dos Dados.

Como em todos os parâmetros o número de dados coletados foi menor do que 30, o tratamento estatístico desses dados teve como base a teoria da distribuição "t" de Student, usada para pequenas amostras ($n < 30$) e a verificação da distribuição normal das amostras (Spigel, 1989). Dessa forma os dados brutos de cada parâmetro foram submetidos a análise de distribuição normal através do método gráfico usando o papel de probabilidade, tendo sido plotada a percentagem acumulada de probabilidade em função da concentração ou do logaritmo da concentração (transformação logarítmica). As Figuras 3.1 e 3.2, ilustram o uso do papel de probabilidade e mostram como se comportaram os dados brutos de fósforo total e ortofosfato solúvel, no esgoto bruto, com base em amostras pontuais coletadas às 8 horas da manhã.

Dois casos típicos apareceram:

1) a distribuição normal era verificada quando a percentagem acumulada de probabilidade era relacionada linearmente com a concentração;

2) a distribuição normal era verificada quando a percentagem acumulada de probabilidade era relacionada linearmente com o logaritmo da concentração.

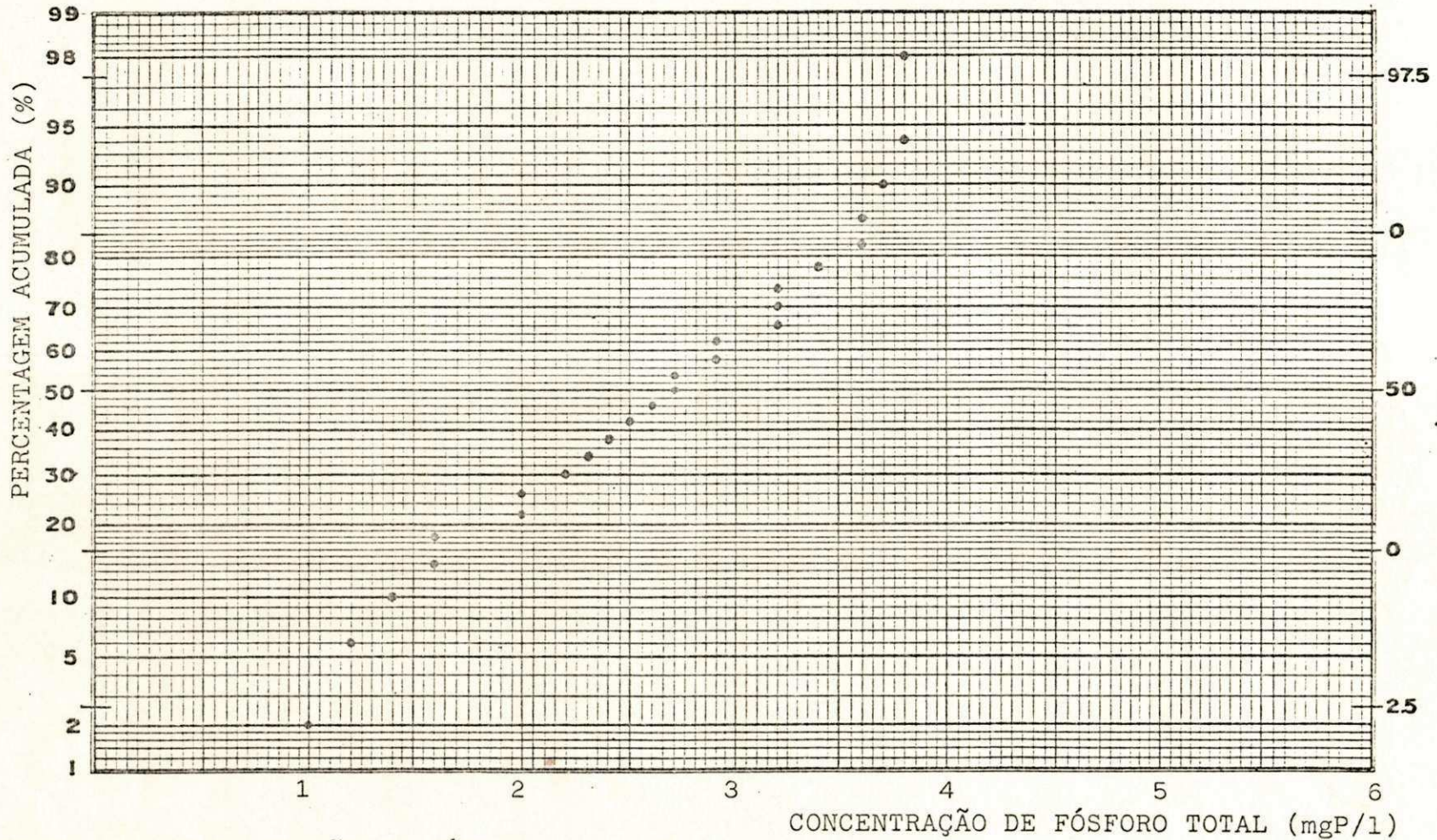


Figura 3.1-Concentração de fósforo total X percentagem acumulada, no papel de probabilidade, para verificação da distribuição normal dos dados brutos de fósforo total, referente às coletas, de 8 horas da manhã, do esgoto bruto.

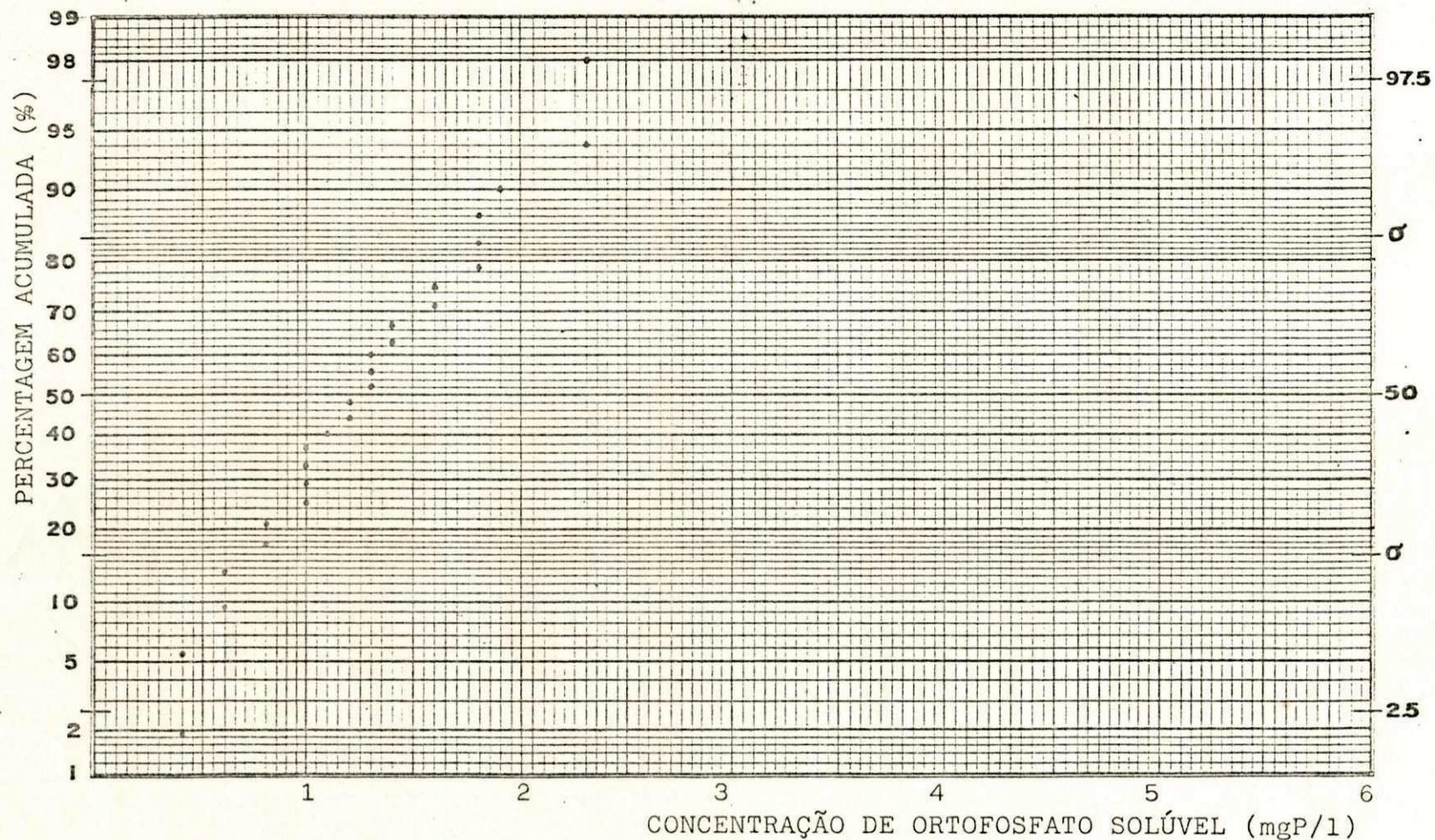


Figura 3.2-Concentração de ortofosfato solúvel X porcentagem acumulada, no papel de probabilidade, para verificação da distribuição normal dos dados brutos de ortofosfato solúvel, referente às coletas, de 8 horas da manhã, do esgoto bruto.

Dos parâmetros que se enquadravam no primeiro caso foram calculadas as médias aritméticas como a melhor medida da tendência central, no segundo caso a média geométrica era definida como mais representativa.

Assim, a média aritmética foi calculada para os parâmetros fósforo total, ortofosfato solúvel, oxigênio dissolvido, pH e temperatura, enquanto que a DBO₅, DQO e clorofila a tiveram na média geométrica a melhor medida da tendência central.

Além da média, também foram calculados para todos os parâmetros, o desvio padrão amostral (s) e a variância (s²) como medidas de dispersão, e os limites de confiança de 95% (Li e Ls - limites inferior e superior respectivamente), resultando nos dados apresentados nas Tabelas do Anexo I.

No caso da clorofila a, pelo fato de existirem valores iguais a zero, todos os dados brutos foram aumentados de uma unidade, antes da aplicação da transformação logarítmica, como artifício para que a média geométrica fosse calculada, tendo-se, no entanto, o cuidado de subtrair uma unidade depois de proceder o cálculo do antilogaritmo da média aritmética dos dados transformados (Sokal e Rohlf, 1981).

3.2) Resultados do Monitoramento de Rotina.

3.2.1 - Caracterização do esgoto bruto

O esgoto bruto foi caracterizado com base nos dados obtidos das amostras compostas, sendo os valores médios e as faixas de variação mostrados na Tabela 3.1. A escolha das amostras compostas para esta caracterização foi devido ao fato dessas amostras serem mais representativas da média diária que as amostras

coletadas às 8 horas da manhã. No entanto, no que diz respeito à temperatura, foram utilizados os valores obtidos em amostras coletadas às 8 horas, pelo fato de que as amostras compostas não estavam sob temperatura ambiente e, sim, refrigeradas num compartimento do amostrador automático mantido a 5 °C. Em geral, foi verificada uma grande diferença entre os valores obtidos das amostras compostas e aqueles oriundos das amostras coletadas às 8 horas, para o esgoto bruto. Essa observação vale particularmente para o fósforo total, ortofosfato solúvel, DBO₅ e DQO. Isto comprova que, nesta pesquisa, pelo menos no que diz respeito a esses parâmetros, as concentrações das amostras coletadas às 8 horas não eram representativas da média diária.

Tabela 3.1 - Caracterização do esgoto bruto com base nas amostras compostas.

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉDIA	FAIXA DE VARIAÇÃO	
			Mínima	Máxima
Fósforo Total	mg P/l	4,9	3,6	6,9
Ortofosfato Solúvel	mg P/l	2,3	1,6	3,2
Temperatura *	°C	26	23	27
Oxigênio Dissolvido	mg O ₂ /l	0,10	0,00	0,30
pH	-	7,2	6,9	7,6
DBO ₅	mg O ₂ /l	242	148	334
DQO	mg O ₂ /l	538	300	810

* Os dados de temperatura foram medidos nas amostras coletadas às 8 horas da manhã.

3.2.2 - Apresentação dos resultados do sistema pesquisado durante o monitoramento de rotina.

O Quadro 3.1 apresenta as médias e faixas de variação de todos os parâmetros pesquisados de agosto a novembro de 1991, durante o monitoramento de rotina:

a) fósforo total

A concentração média de fósforo total no esgoto bruto das amostras coletadas às 8 horas foi de 2,6 mg P/l, bem inferior à concentração média de fósforo total das amostras compostas de esgoto bruto (4,9 mg P/l). Ao longo da série, a concentração média de fósforo total cresceu da lagoa anaeróbica (A11), com 5,1 mg P/l, até a lagoa M25, com 5,2 mg P/l, para, em seguida, decrescer atingindo 4,4 mg P/l no efluente da última lagoa (M32). Nas lagoas foram verificadas concentrações de fósforo total maiores que a concentração máxima obtida nas amostras do esgoto bruto composto (6,9 mg P/l). Na lagoa anaeróbica, por exemplo, a concentração máxima foi de 9,6 mg P/l. Durante o experimento essa lagoa se comportou como uma fonte fornecedora de fósforo, com o seu efluente com concentrações sempre maiores que as fornecidas pelo esgoto bruto, às 8 horas. Nas demais lagoas da série a concentração foi consideravelmente alta, resultando numa remoção de apenas 10% em relação ao esgoto bruto (amostras compostas);

b) ortofosfato solúvel

Da mesma forma que o fósforo total, o ortofosfato solúvel apresentou concentração média no efluente de cada lagoa maior que a concentração média, de 1,3 mg P/l, das amostras do esgoto

bruto coletadas às 8 horas e da amostra composta (2,3 mg P/l). A concentração de fósforo solúvel cresceu da lagoa anaeróbica (A11), com 3,9 mg P/l, até a lagoa facultativa (F26), com 4,3 mg P/l, para, em seguida, decrescer até 3,7 mg P/l na lagoa M32, representando um acréscimo de 60% em relação ao ortofosfato solúvel presente no afluente (EBC).

A proporção entre ortofosfato solúvel e fósforo total nas amostras do esgoto bruto, durante o monitoramento de rotina, foi de 1:2. Nas amostras compostas esta proporção praticamente se manteve (o ortofosfato solúvel equivalia a 47% do fósforo total). No efluente das lagoas, no entanto, este percentual aumentou, chegando a 84%, na lagoa M32.

A transformação cíclica do fósforo, nas lagoas, se desenvolveu predominantemente no sentido de transformar fósforo orgânico em fósforo inorgânico, particularmente ortofosfato solúvel. Este fato pode ser atribuído à intensa atividade microbiana que favoreceu a mineralização da matéria orgânica e, por outro lado, à pequena concentração de algas observada nos efluentes das lagoas facultativa e de maturação;

c) temperatura

Com exceção da lagoa anaeróbica (A11), onde foi registrada uma temperatura média de 25 °C, em todas as lagoas da série a temperatura média foi de 24 °C. Com uma variação de 23 a 27 °C, o esgoto bruto teve uma temperatura média de 26 °C. As temperaturas mais baixas foram verificadas no mês de agosto;

d) oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) teve grandes variações nos efluen-

tes das lagoas, registrando valores de até 20 mg O₂/l (M32). Com exceção da lagoa M32, todas registraram concentrações mínimas iguais a zero. A lagoa anaeróbica (A11) apresentou uma concentração média de 0,10 mg O₂/l, equivalente a do esgoto bruto (0,20 mg O₂/l) coletado às 8 horas e igual a do esgoto bruto com base nas amostras compostas. Levando-se em conta o nível de precisão do instrumento utilizado nas análises de oxigênio dissolvido, os valores de oxigênio dissolvido da lagoa anaeróbica e do esgoto bruto podem ser considerados iguais a zero. Embora tenham sido registradas concentrações de supersaturação no efluente, e as medidas de transparência indiquem uma boa penetração da intensidade luminosa, o fundo das lagoas de maturação pode ter permanecido em condições anaeróbicas durante pelo menos uma parte do dia, pois as lagoas possuíam profundidades de 1,5m, enquanto a zona eufótica era menos profunda (ver as medidas de transparência no Quadro 3.1);

e) transparência

As medidas de transparência durante o monitoramento de rotina, com o uso do disco de sechii, indicaram grandes variações da penetração da intensidade luminosa tanto ao longo da série quanto num mesmo reator. Ao longo da série, os valores variaram de 21 cm (lagoa A11) a 73 cm (lagoa M32). As lagoas F26 e M25 tiveram valores médios iguais a 23 cm, bem inferiores ao valor médio registrado na lagoa M32. A última lagoa da série registrou um valor mínimo de 45 cm e um máximo de 90 cm, confirmando a tendência de variação da transparência verificada em cada reator da série durante o monitoramento de rotina (ver Quadro 3.1). Esses dados, comparado com a profundidade das lagoas, que era de

1,5 m, demonstram que, pelo menos durante a maior parte do tempo, as condições da massa líquida próximas ao fundo do reator eram anaeróbicas, dificultando a retenção de precipitados fosfatados no sedimento das lagoas;

e) pH

As lagoas da série apresentaram valores médios crescentes de pH, desde o efluente da lagoa anaeróbica, com pH = 7,0, até a lagoa de maturação M32, com pH = 7,8. Os maiores valores de pH foram observados nas últimas lagoas da série (pH = 8,2, para M30; pH = 8,1, para M31 e M32). O valor médio do pH do esgoto bruto, tanto nas amostras compostas quanto nas coletadas às 8 horas, foi de 7,2 com uma variação de 6,9 a 7,7 durante o período experimental. A faixa de pH observada nas lagoas de maturação foi insuficiente para promover uma boa remoção de fósforo por precipitação, sob a forma de hidroxiapatita, podendo ser um dos motivos da pequena remoção de fósforo observada nesses reatores;

f) clorofila a

A concentração de clorofila a, presente no efluente das lagoas facultativa e de maturação foi baixa. A lagoa facultativa, por exemplo, teve uma concentração média de 74,8 ug/l. Em todas as lagoas de maturação a situação foi semelhante, com os valores médios variando de 87,6 ug/l, na lagoa M27, até 197,5 ug/l, na lagoa M29. A faixa de variação da concentração de clorofila a em cada lagoa foi muito grande. Na lagoa M32, por exemplo, a biomassa de algas, em termos de clorofila a, variou de 12,7 ug/l até 2000 ug/l. A variação dessa concentração de clorofila a sempre esteve associada à presença de Daphnia (pulga d'água) na

massa líquida. No início do experimento esses microcrustáceos estavam presentes nas últimas lagoas de maturação (M31 e M32), aparecendo mais tarde nas outras lagoas de maturação. A ação predatória desses componentes do zooplâncton sobre o fitoplâncton pode ter contribuído para as baixas concentrações de algas, que foram registradas durante o experimento (Burns, 1969);

f) demanda bioquímica de oxigênio

Durante o experimento a remoção da DBO_5 ao longo da série de lagoas, em relação à DBO_5 das amostras compostas de esgoto bruto, foi de 95%. A lagoa anaeróbica contribuiu com um percentual de remoção de 65%. Ao longo da série de lagoas a concentração decresceu de 84 mg O_2/l , no efluente da lagoa anaeróbica A11, para 11 mg O_2/l na última lagoa M32. Embora a lagoa anaeróbica tenha registrado uma grande remoção da DBO_5 em relação às amostras compostas, a concentração de DBO_5 presente no efluente dessa lagoa foi maior que a concentração de DBO_5 presente nas amostras de esgoto bruto coletadas às 8 horas. Esse fato se repetiu, com menor intensidade, nas lagoas facultativa (F26) e de maturação (M25).

Durante o período experimental houve uma grande variação da DBO_5 presente no afluente e efluente das lagoas da série (ver Quadro 3.1). Nas amostras compostas de esgoto bruto, a DBO_5 apresentou um valor mínimo de 148 mg O_2/l e um máximo de 334 mg O_2/l . Nas amostras de esgoto bruto coletadas às 8 horas, os valores mínimo e máximo foram de, respectivamente, 25 e 101 mg O_2/l . Na série de lagoas, a menor DBO_5 registrada foi de 3 mg O_2/l , na lagoa M32 e a máxima de 205 mg O_2/l na lagoa anaeróbica A11;

g) demanda química de oxigênio

A DQO média do esgoto bruto coletado às 8 horas foi de 186 mg O₂/l, correspondendo a apenas 34% da DQO média obtida com as amostras compostas (ver Quadro 3.1). A DQO, nas amostras compostas de esgoto bruto, variou de 300 mg O₂/l a 810 mg O₂/l, enquanto que nas amostras coletadas às 8 horas a variação foi de 90 mg O₂/l a 278 mg O₂/l. Nos efluentes das lagoas, a DQO média decresceu de 235 mg O₂/l, na lagoa anaeróbica A11, para 100 mg O₂/l na última lagoa da série, representando uma eficiência de remoção do sistema de 81%, em relação à DQO do esgoto bruto das amostras compostas (EBC). Da mesma forma que na DBO₅, a DQO da lagoa anaeróbica A11 foi bem maior que a registrada no afluente da série com base em amostras coletadas às 8 horas da manhã. No entanto, em relação às amostras compostas, a eficiência de remoção dessa lagoa (A11) foi de cerca de 53%, a maior eficiência ao longo da série, considerando cada lagoa isoladamente (ver Quadro 3.1). O menor valor de DQO registrado nos efluentes da série foi 61 mg O₂/l, na lagoa de maturação M32, e o maior foi 502 mg O₂/l, na lagoa A11.

QUADRO 3.1 - Valores médios e faixas de variação dos parâmetros pesquisados durante o monitoramento de rotina (amostras coletadas às 8 horas da manhã).

AMOSTRA	EB	EBC	A-11	F-26	M-25	M-26	M-27	M-28	M-29	M-30	M-31	M-32	UNIDADE
FÓSFORO TOTAL	2,6 1,0 - 3,8	4,9 3,6 - 6,9	5,1 2,8 - 9,6	5,2 3,4 - 7,2	5,2 3,5 - 7,0	5,1 3,5 - 7,2	5,0 3,6 - 7,6	4,9 3,5 - 7,6	4,9 2,9 - 7,5	4,7 2,6 - 7,4	4,5 2,1 - 7,0	4,4 1,3 - 6,7	mg P/l
FÓSFORO SOLÚVEL	1,3 0,4 - 2,3	2,3 1,6 - 3,2	3,9 2,10 - 5,8	4,3 2,6 - 5,8	4,2 2,8 - 5,7	4,1 3,0 - 5,8	4,0 2,6 - 6,4	4,0 2,2 - 6,2	3,9 2,1 - 6,0	3,9 1,9 - 6,1	3,8 1,5 - 6,7	3,7 0,9 - 5,4	mg P/l
TEMPERATURA	26 23 - 27	—	25 23 - 27	24 22 - 28	24 22 - 26	24 21 - 27	24 21 - 27	24 21 - 27	24 21 - 27	24 21 - 26	24 21 - 26	24 21 - 26	°C
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	0,20 0,00 - 2,60	0,10 0,00 - 0,30	0,10 0,00 - 0,20	0,20 0,00 - 1,40	1,20 0,00 - 4,90	1,00 0,00 - 8,10	0,85 0,00 - 6,50	1,30 0,00 - 6,80	2,35 0,00 - 10,20	2,25 0,00 - 7,70	4,0 0,00 - 14,00	4,4 0,10 - 14,20	mg O ₂ /l
pH	7,2 6,9 - 7,7	7,2 6,9 - 7,6	7,0 6,5 - 7,5	7,1 6,9 - 7,6	7,4 7,0 - 7,7	7,5 7,2 - 7,8	7,6 7,3 - 7,9	7,7 7,5 - 8,0	7,7 7,5 - 8,0	7,7 7,4 - 8,2	7,7 7,6 - 8,1	7,8 7,6 - 8,1	—
DBO	57 25 - 101	242 148 - 334	65 25 - 205	69 26 - 139	62 25 - 121	55 20 - 106	53 24 - 96	49 26 - 80	47 23 - 79	26 07 - 59	21 10 - 57	11 03 - 39	mg O ₂ /l
DQO	186 90 - 278	538 300 - 810	235 117 - 502	181 105 - 297	178 101 - 271	163 87 - 247	153 68 - 295	140 63 - 268	140 74 - 270	124 63 - 225	115 65 - 228	100 61 - 211	mg O ₂ /l
TRANSPARÊNCIA	—	—	21 5 - 40	23 15 - 35	23 15 - 35	29 15 - 40	41 15 - 70	48 20 - 80	51 20 - 85	56 20 - 85	59 30 - 95	73 45 - 90	cm
CLOROFILA g	—	—	—	74,78 0,61 - 870,7	119,71 0,00 - 877,24	92,76 0,91 - 878,00	87,59 4,55 - 875,4	133,38 9,11 - 1.364,1	197,47 19,11 - 1.145,7	190,18 12,70 - 2.008,4	163,33 8,20 - 1027,39	107,27 5,50 - 744,08	ug/l

* Os valores de oxigênio dissolvido, em EBC e A11, são equivalentes a zero dada a capacidade de precisão do instrumento.

3.2.3 - Características operacionais do sistema pesquisado.

Com base na DBO_5 média do esgoto bruto composto (para a lagoa anaeróbica A11) e na DBO_5 média determinada no efluente de cada lagoa ao longo de todo o período experimental, foram calculadas as cargas orgânicas volumétricas e superficiais a que cada lagoa foi submetida (ver Tabela 3.2). A escolha da amostra composta como base de cálculo para as cargas orgânicas volumétrica e superficial foi baseado no fato de que as amostras compostas apresentavam melhor a composição média diária do esgoto bruto afluente.

Tabela 3.2 - Características operacionais verificada durante o período experimental.

LAGOA	VAZÃO (m^3/d)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (d)	CARGA ORGÂNICA	
			VOLUMÉTRICA g DBO_5 / $m^3.d$	SUPERFICIAL Kg DBO_5 /ha.d
A11	3,24	1	242 *	3.664 *
F26	3,24	2	42	636
M25	3,24	2	35	522
M26	3,24	2	31	469
M27	3,24	2	28	416
M28	3,24	2	27	401
M29	3,24	2	25	371
M30	3,24	2	24	356
M31	3,24	2	13	197
M32	3,24	2	11	159

* Com base na DBO_5 do esgoto bruto composto ($DBO_5 = 242 \text{ mg } O_2/l$)

3.3) Resultados dos Experimentos Realizados ao Longo do Ciclo Diário.

Pelo pequeno número de dados coletados, a média aritmética foi escolhida como a melhor medida da tendência central para todos os parâmetros dos experimentos realizados ao longo do ciclo diário, resultando nos valores mostrados nas Tabelas 3.3 a 3.13 e nas Figuras 3.3 a 3.13. Assim, foram obtidos os seguintes resultados:

a) fósforo total

Uma grande variação da concentração de fósforo total ao longo do dia foi observada no esgoto bruto (ver Figura 3.3), ocorrendo uma concentração mínima de 2,8 mg P/l às 8 horas. e máxima de 8,1 mg P/l às 14 horas. A faixa de variação tendeu a diminuir nos efluentes das lagoas estudadas (de A11 até M32). Na última lagoa da série, por exemplo, a menor concentração foi de 4,8 mg P/l, às 20 horas, e a maior de 5,3 mg/l, às 8 horas. Na lagoa anaeróbica a máxima concentração de fósforo total ocorreu às 14 horas e foi de 5,9 mg P/l, bem menor que o observado no esgoto bruto no mesmo horário, e a menor concentração foi de 5,0 mg P/l, às 20 horas. Embora recebesse esgoto bruto como afluente, a lagoa anaeróbica assimilou a variação da carga de fósforo total durante o ciclo diário fornecendo um efluente com uma pequena variação de concentração de fósforo ao longo do dia;

b) ortofosfato solúvel

Da mesma forma que no fósforo total, a concentração de ortofosfato solúvel presente no esgoto bruto sofreu uma grande

variação no ciclo diário, atingindo um valor mínimo às 8 horas (1,5 mg P/l) e máximo às 14 horas (4,5 mg P/l), enquanto nos efluentes das lagoas, tal como no fósforo total, a faixa de variação diminuiu sensivelmente, como pode ser constatado pelas Figuras 3.3 a 3.13. No esgoto bruto, a proporção entre ortofosfato solúvel e fósforo total permaneceu praticamente inalterada ao longo do dia, com o ortofosfato solúvel correspondendo a cerca de 50% do fósforo total, valor igual ao observado durante o monitoramento de rotina. Na lagoa anaeróbica (A11), a maior concentração de ortofosfato solúvel ocorreu às 14 horas e foi de 5,3 mg P/l enquanto a menor concentração foi de 4,4 mg P/l, ocorrendo às 20 e às 2 horas. No efluente da lagoa anaeróbica a relação entre fósforo total e ortofosfato solúvel também manteve-se constante ao longo do dia, numa proporção de 88%, bem maior que a proporção verificada no esgoto bruto. Isto demonstra que já na lagoa A11 parte do fósforo orgânico era convertido em ortofosfato solúvel. Nas lagoas subsequentes foi observada a mesma tendência, tanto no que diz respeito a transformação de fósforo orgânico em ortofosfato solúvel quanto na pequena variação das concentrações de ortofosfato solúvel durante o ciclo diário (ver Figuras 3.3 a 3.13);

c) pH

No esgoto bruto o valor do pH ao longo do ciclo diário variou muito pouco, ocorrendo um mínimo de 7,0, às 14 horas e 20 horas, e um máximo de 7,3, às 2 horas, correspondendo a um valor médio de 7,1 durante o dia, valor praticamente igual ao encontrado nas amostras compostas (7,2). Na série de lagoas, os menores

valores de pH registrados durante os experimentos realizados ao longo do ciclo diário ocorreram na lagoa anaeróbica, atingindo um mínimo de 6,9 às 8, 14 e 20 horas. Por outro lado, o maior pH ocorreu na lagoa de maturação M32 e foi de 8,4, às 14 horas. Em toda a série, os valores máximos de pH de cada lagoa ocorreram às 14 horas;

d) oxigênio dissolvido

A lagoa anaeróbica e o esgoto bruto apresentaram valores de oxigênio dissolvido variando entre 0,0 e 0,1 mg O₂/l, o que, levando-se em conta o nível de precisão do instrumento utilizado nessas análises, confirma a situação de anaerobiose tanto no esgoto bruto quanto na lagoa anaeróbica. Nos efluentes das outras lagoas, no entanto, essa faixa de variação se ampliou, tendo a concentração de oxigênio dissolvido atingido um valor máximo de 18,4 mg O₂/l, na lagoa de maturação M32, às 14 horas. Da mesma forma que com o pH, a maioria dos valores máximos de oxigênio dissolvido nos efluentes das lagoas foram todos registrados às 14 horas. Nas lagoas facultativa e de maturação as menores concentrações de oxigênio dissolvido foram registradas durante o período noturno, na sua maioria às 2 horas;

d) clorofila a

A concentração de clorofila a, usada para expressar a biomassa do fitoplâncton, nas lagoas facultativas e de maturação, sofreu grandes variações durante o ciclo diário. Na lagoa facultativa a concentração de clorofila a variou de 133 µg/l, às 2 horas, a 449 µg/l, às 14 horas. Nas lagoas F26, M25 e M26 e M32 as concentrações máximas de clorofila a no efluente ocorreram às 14 horas, enquanto nas lagoas M27, M28, M29, M30 e M31 a máxima

concentração de clorofila a no efluente ocorreu às 8 horas. Os diferentes níveis de intensidade luminosa, durante o dia, e de transparência das lagoas, fazendo com que as algas se deslocassem ao longo da coluna d'água, podem ter contribuído com esses resultados. Durante os quatro experimentos no ciclo diário a concentração de clorofila a no efluente das lagoas foi relativamente baixo;

f) demanda química de oxigênio

A DQO do esgoto bruto sofreu grande variação nos experimentos realizados no ciclo diário, tendo sido verificado um máximo de 753 mg O₂/l, às 14 horas e um mínimo de 205 mg O₂/l, às 8 horas. No entanto, no efluente da lagoa anaeróbica foi observado que a variação da concentração de DQO foi muito pequena, com um valor mínimo de 233 mg O₂/l, às 14 horas e um máximo de 282 mg O₂/l, às 20 horas. Essa observação reforça a idéia de que a lagoa anaeróbica além de proporcionar um alto nível de remoção de DQO na série, também funciona como um tanque equalizador. O nível de remoção de DQO nessa lagoa pode justificar o aumento da percentagem de ortofosfato solúvel no efluente da lagoa anaeróbica, tendo em vista a degradação da matéria orgânica ocorrida. A lagoa facultativa apresentou também uma estreita variação na DQO efluente, com um valor mínimo de 149mg O₂/l, às 2 horas e um máximo de 202 mg O₂/l, às 14 horas. As lagoas de maturação forneceram um efluente com pouca variação ao longo do dia. No efluente da série a concentração mínima de DQO foi de 76 mg O₂/l, às 20 horas e a máxima de 113 mg O₂/l, às 14 horas. A DQO média das concentrações obtidas ao longo do dia no efluente

da lagoa M32 foi de 95 mg O_2/l , valor relativamente próximo ao obtido nas coletas realizadas às 8 horas durante o monitoramento de rotina.

De um modo geral pode ser afirmado que os parâmetros fósforo total, ortofosfato solúvel e DQO sofreram grandes variações no esgoto bruto ao longo do dia e, em contrapartida, muito poucas nos efluentes das lagoas, principalmente nas últimas lagoas de maturação, permitindo que os dados baseados em amostras coletadas às 8 horas, sejam usados nos cálculos para expressar o desempenho das lagoas da série, enquanto que no esgoto bruto as amostras compostas são preferíveis.

As tabelas 3.3 a 3.13 mostram as variações dos valores médios dos parâmetros pesquisados durante os experimentos ao longo do ciclo diário.

TABELA 3.3

Parâmetros	Unidade	Horas			
		8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	2,8	8,1	5,0	4,9
Fósforo Solúvel	mgP/l	1,5	4,5	2,4	2,6
Temperatura	°C	26	27	27	27
pH	-	7,1	7,0	7,0	7,3
DQO	mgO ₂ /l	205	753	640	518
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /l	0,0	0,1	0,1	0,0
Clorofila <u>a</u>	µg/l	-	-	-	-

TABELA 3.4

Parâmetros	Unidade	Horas			
		8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,3	5,9	5,0	5,1
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,7	5,3	4,4	4,4
Temperatura	°C	26	27	25	25
pH	-	6,9	7,0	6,9	6,9
DQO	mgO ₂ /l	269	233	282	273
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /l	0,0	0,1	0,1	0,0
Clorofila <u>a</u>	µg/l	-	-	-	-
Transparência	cm	24	16	-	-

TABELA 3.5

Parâmetros	Unidade	Horas			
		8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,4	6,0	5,1	5,5
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,6	4,7	4,4	4,4
Temperatura	°C	25	27	24	23
pH	-	7,0	7,3	7,0	7,1
DQO	mgO ₂ /l	181	202	153	149
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /l	0,1	3,6	0,1	0,1
Clorofila <u>a</u>	µg/l	223	449	149	133
Transparência	cm	22	19	-	-

TABELA 3.6

Parâmetros	Unidade	M ₂₅ Horas			
		8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,7	5,8	5,2	5,4
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,5	4,6	4,3	4,3
Temperatura	°C	24	27	23	23
pH	-	7,3	7,7	7,2	7,3
DQO	mgO ₂ /ℓ	181	182	137	132
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /ℓ	1,8	11	0,1	0,1
Clorofila <u>a</u>	µg/ℓ	328	536	219	200
Transparência	cm	19	22	-	-

TABELA 3.7

Parâmetros	Unidade	M ₂₆ Horas			
		8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,6	5,5	5,2	5,3
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,4	4,8	4,1	4,2
Temperatura	°C	24	28	23	23
pH	-	7,5	7,8	7,4	7,5
DQO	mgO ₂ /ℓ	175	132	122	125
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /ℓ	2,8	11,4	0,1	0,1
Clorofila <u>a</u>	µg/ℓ	248	394	258	239
Transparência	cm	27	26	-	-

TABELA 3.8

Parâmetros	Unidade	M ₂₇ Horas			
		8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,4	5,5	5,2	5,0
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,4	4,8	4,3	4,1
Temperatura	°C	24	28	24	23
pH	-	7,6	7,9	7,6	7,7
DQO	mgO ₂ /ℓ	172	105	113	116
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /ℓ	1,8	5,8	0,6	0,4
Clorofila <u>a</u>	µg/ℓ	226	92	164	194
Transparência	cm	40	35	-	-

TABELA 3.9

M28

Horas

Parâmetros	Unidade	8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,5	5,0	5,0	5,3
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,8	4,8	4,2	4,1
Temperatura	°C	25	28	24	23,5
pH	-	7,7	7,9	7,5	7,7
DQO	mgO ₂ /l	138	93	96	95
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /l	1,3	5,6	0,7	0,6
Clorofila <u>a</u>	µg/l	260	55	101	108
Transparência	cm	50	57	-	-

TABELA 3.10

M29

Horas

Parâmetros	Unidade	8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,7	5,4	4,9	5,4
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,8	4,6	4,5	4,3
Temperatura	°C	25	28	24	23
pH	-	7,8	8,1	7,8	7,8
DQO	mgO ₂ /l	136	99	94	92
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /l	4,3	10,4	10,4	1,4
Clorofila <u>a</u>	µg/l	293	51	127	95
Transparência	cm	56	56	-	-

TABELA 3.11

M30

Horas

Parâmetros	Unidade	8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,6	5,2	4,9	5,6
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,8	4,7	4,4	4,3
Temperatura	°C	24	28	24	23
pH	-	7,8	8,2	7,8	7,8
DQO	mgO ₂ /l	132	96	86	100
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /l	4,7	12,6	4,8	1,9
Clorofila <u>a</u>	µg/l	341	101	77	104
Transparência	cm	60	57	-	-

TABELA 3.12

M₃₁

Horas

Parâmetros	Unidade	8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,4	5,3	4,9	5,5
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,9	4,6	4,5	4,4
Temperatura	°C	24	28	24	24
pH	-	7,8	8,2	7,9	7,8
DQO	mgO ₂ /ℓ	131	96	81	86
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /ℓ	5,4	13,4	5,5	2,3
Clorofila <u>a</u>	µg/ℓ	314	129	66	89
Transparência	cm	57	59	-	-

TABELA 3.13

M₃₂

Horas

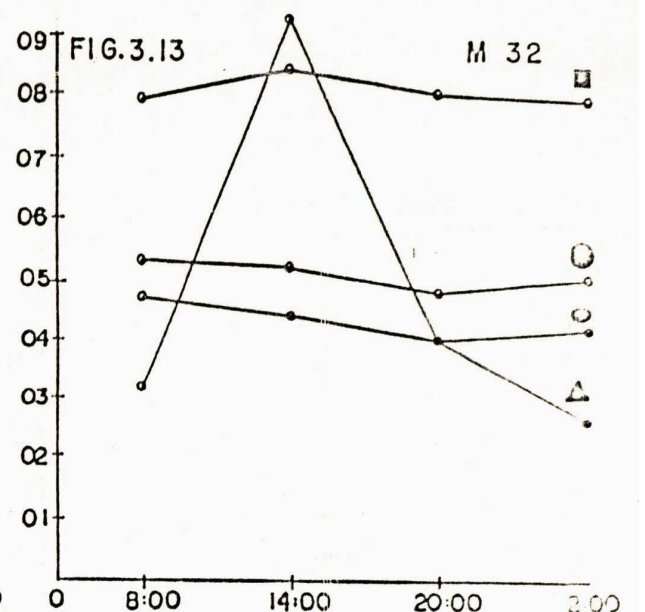
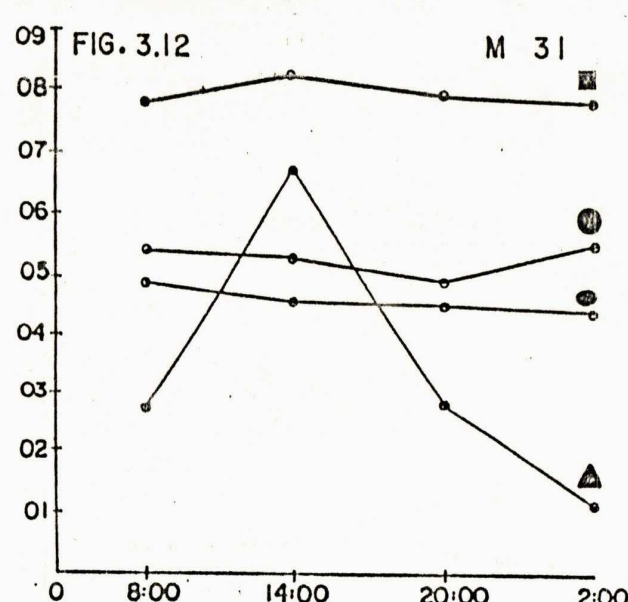
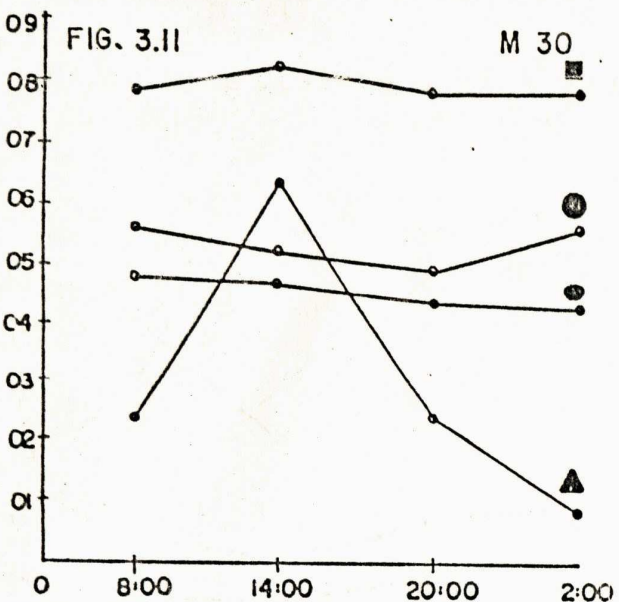
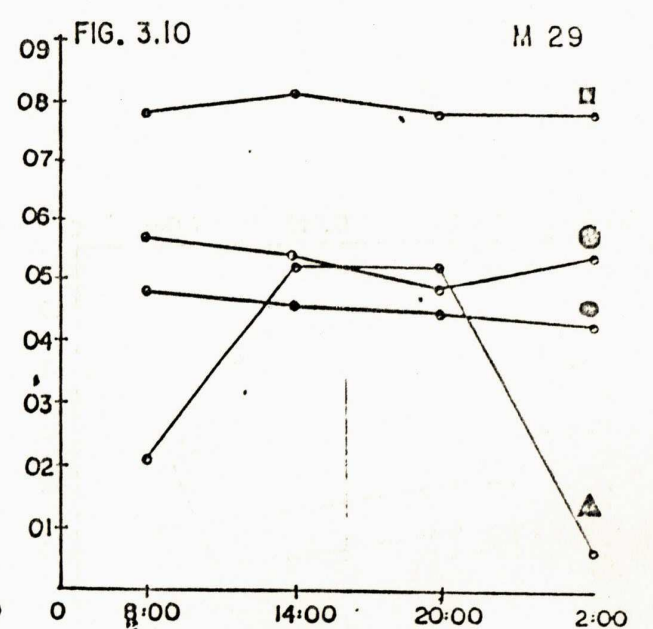
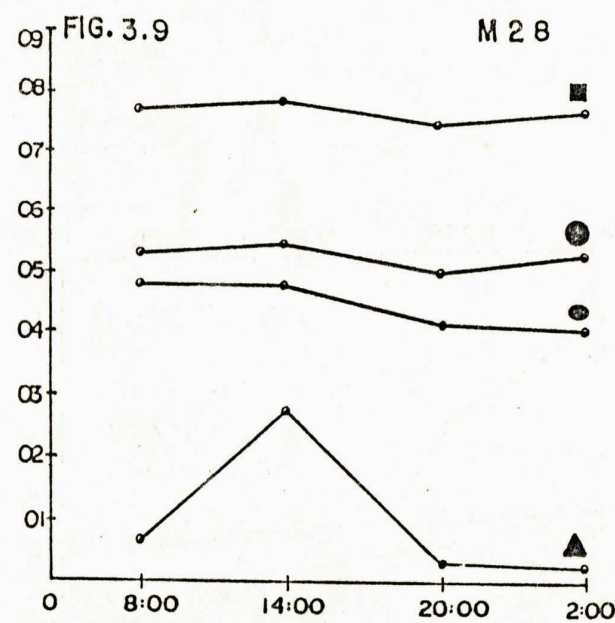
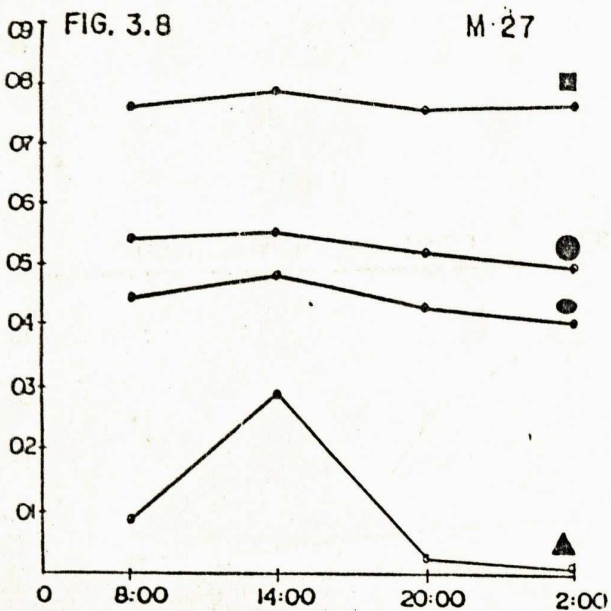
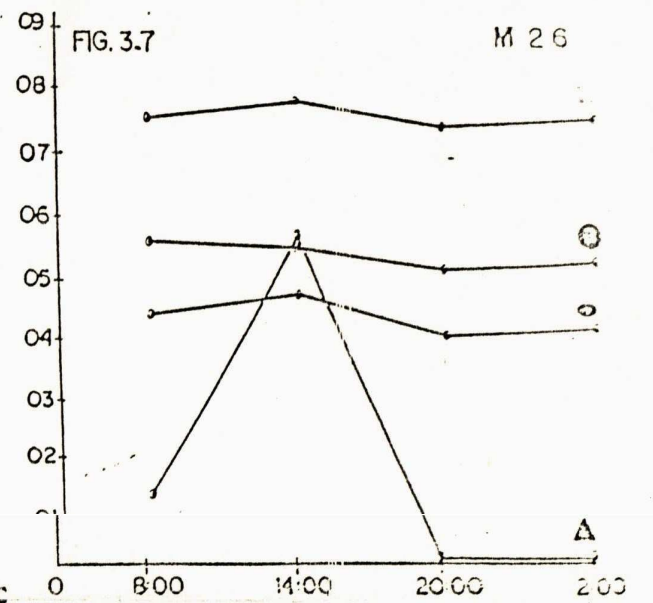
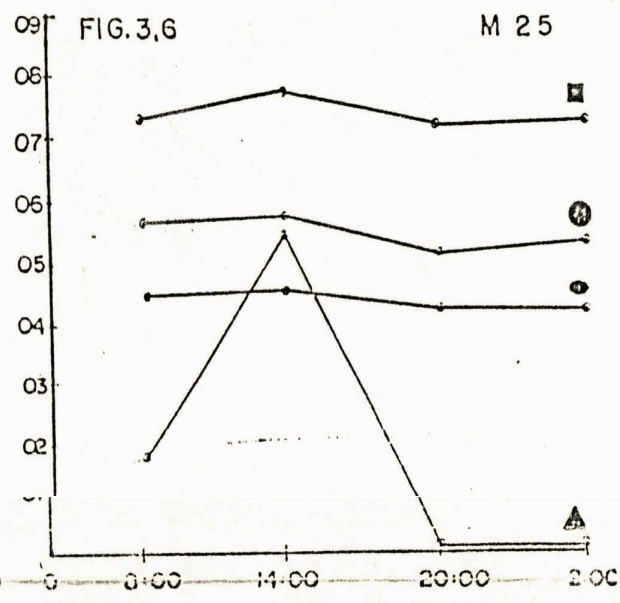
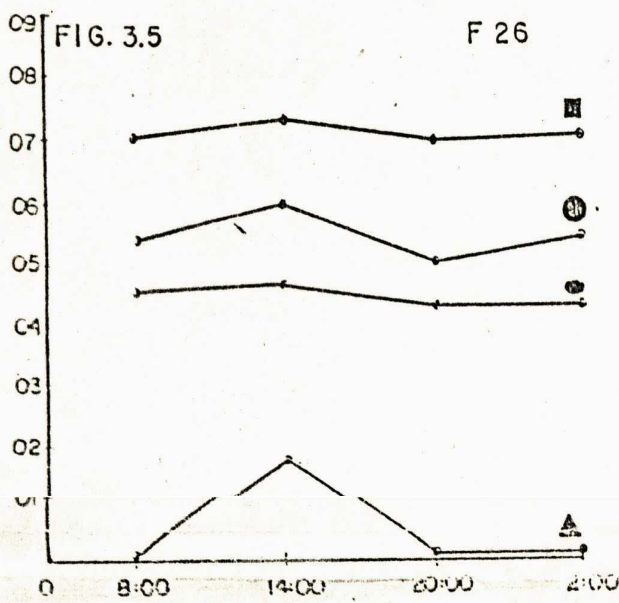
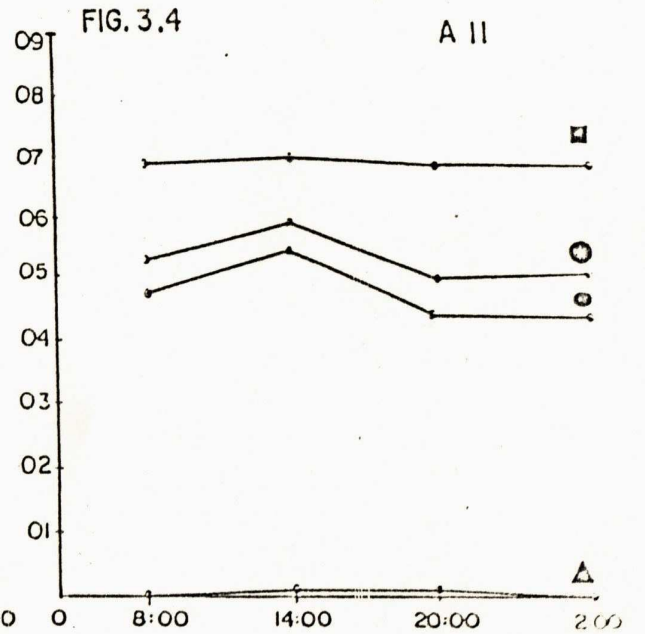
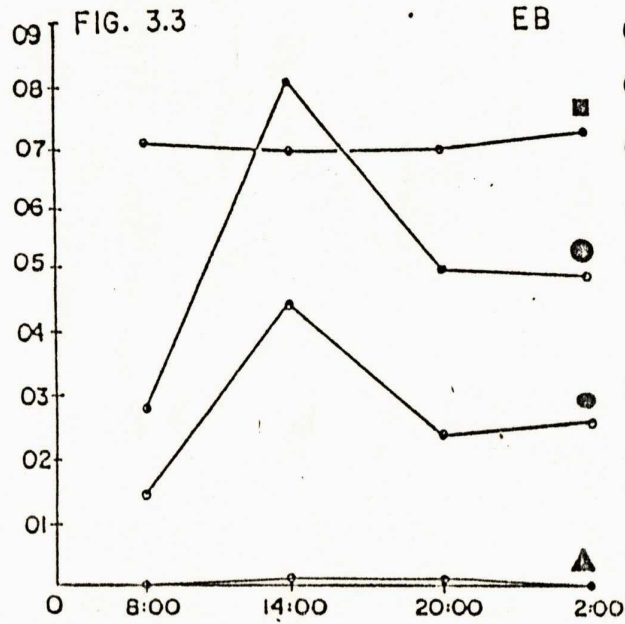
Parâmetros	Unidade	8:00	14:00	20:00	02:00
Fósforo Total	mgP/l	5,3	5,2	4,8	5,0
Fósforo Solúvel	mgP/l	4,7	4,4	4,0	4,2
Temperatura	°C	24	28	24	23
pH	-	7,9	8,4	8,0	7,9
DQO	mgO ₂ /ℓ	105	113	76	87
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ /ℓ	6,4	18,4	8,0	5,2
Clorofila <u>a</u>	µg/ℓ	201	283	76	55
Transparência	cm	71	56	-	-

As figuras 3.3 a 3.13 são representativas dos valores médios das variações de pH- (□); fósforo total-mgP/l (●); ortofosfato solúvel-mgP/l (○) e oxigênio dissolvido-mgO₂/l (▲), durante os experimentos realizados ao longo do ciclo diário.

OBSERVAÇÃO:

No caso do oxigênio dissolvido, a concentração é duas vezes maior de que o valor apresentado pela escala do gráfico.

No gráfico, o eixo horizontal é referente ao tempo, em horas.



CAPÍTULO IV

DISCUSSÃO DE RESULTADOS

4.1) Discussão dos Resultados do Esgoto Bruto

Os parâmetros pesquisados apontam no sentido de que o esgoto bruto coletado às 8 horas não foi representativo da média diária. Particularmente no que diz respeito ao fósforo total, ortofosfato solúvel, DQO e DBO_5 , as concentrações encontradas nas amostras de esgoto bruto coletadas às 8 horas foram inferiores aquelas correspondentes às amostras compostas, ao contrário dos resultados obtidos por Silva (1982) e de Oliveira (1990), em amostras coletadas às 8 horas da manhã. Dois fatores podem ser considerados responsáveis por isto:

- 1) a distância do local onde estava situado o sistema experimental era cerca de 11 km do centro da cidade, enquanto que os sistemas pesquisados por Silva (1982) e de Oliveira (1990) estavam a apenas 4 km do centro da cidade. Assim, o esgoto bruto de 8 horas da manhã do sistema experimental pesquisado correspondia a uma contribuição condominial de um horário diferente daquela que alimentava os sistemas de Silva (1982) e de Oliveira (1990), às 8 horas;

- 2) o esgoto bruto que alimentava o sistema experimental era resultante de toda a população servida pela rede coletora de esgotos sanitários da cidade de Campina Grande, enquanto que, nos

trabalhos referidos anteriormente, o esgoto bruto afluyente correspondia a apenas uma fração da população servida, e, portanto, possuía características diferentes.

Por outro lado, os resultados referentes às amostras compostas, neste trabalho, se assemelham aos resultados encontrados na caracterização do esgoto bruto dos trabalhos de Silva (1982) e de Oliveira (1990). A relação entre ortofosfato solúvel e fósforo total, tal como nos trabalhos já referidos, foi de aproximadamente 50%. No entanto, em Silva (1982), a concentração de fósforo total do esgoto bruto foi de 6,8 mg P/l, enquanto neste experimento essa concentração foi de 4,9 mg P/l, que é igual ao valor encontrado por de Oliveira (1990), correspondendo a um esgoto fraco na classificação de Barnes e Bliss (1983).

Na Tabela 4.1, podem ser comparados os resultados experimentais desta pesquisa com os resultados obtidos por Silva (1982) e de Oliveira (1990), para parâmetros comuns aos três experimentos, podendo ser verificadas significativas diferenças entre os valores baseados em amostras coletadas às 8 horas, os baseados em amostras compostas, neste trabalho, os obtidos por Silva (1982) e os resultados relatados por de Oliveira (1990).

Tabela 4.1 - Médias dos parâmetros do esgoto bruto afluyente do sistema experimental (amostras pontuais e amostras compostas diárias) e dos sistemas pesquisados por Silva (1982) e de Oliveira (1990).

PARÂMETRO	UNID.	SISTEMA EXPERIMENTAL		SILVA	OLIVEIRA
		8 h	COMPOSTA	(1982)	(1990)
Fósforo total	mg P/l	2,6	4,9	6,84	4,86
Ortofosfato solúvel	mg P/l	1,3	2,3	3,38	2,46
pH	-	7,2	7,2	7,66	7,5
DBO ₅	mg O ₂ /l	57	242	249	154
DQO	mg O ₂ /l	186	538	592	407

4.2) Estudo Comparativo dos Resultados Obtidos na Série de Lagoas Durante o Período Experimental.

A concentração de fósforo total, no efluente da lagoa anaeróbica, durante o experimento, foi superior à concentração do esgoto bruto afluyente às 8 horas e à concentração média das amostras compostas diária, apresentando ainda, pouca variação ao longo do ciclo diário (ver Quadro 3.1 e as Figuras 3.3 e 3.4). Nesse sentido, a lagoa anaeróbica se comportou como um tanque de equalização, fornecendo fósforo total nos horários em que o esgoto bruto se apresentava fraco e retendo parte do fósforo total afluyente nos horários em que a concentração do esgoto bruto

era alta. Este fato, pode ser atribuído à grande quantidade de material sedimentável afluente, que, chegando ao reator anaeróbico, atravessa a massa líquida em direção ao sedimento. Dessa forma, estando situada à montante das outras lagoas da série, a lagoa anaeróbica cumpre o papel de fornecer uma carga de fósforo com pouca variação ao longo do dia para as lagoas subsequentes. Por outro lado, a sedimentação do material orgânico nessa lagoa, como parte do mecanismo de remoção da matéria orgânica afluente (medida pela DBO_5 e DQO afluentes e efluentes), tornam a camada de lodo do fundo, da lagoa anaeróbica, uma importante fonte fornecedora de fósforo, principalmente fósforo inorgânico, como indicam Mara e Pearson(1986). Essa camada de lodo, por ser anaeróbica, não tem capacidade de reter fósforo total, permitindo, principalmente, a liberação de fósforo inorgânico do sedimento em direção à massa líquida (Jones e Lee, 1981). Assim, concordando com as observações de Houng e Gloyna (1984), as lagoas anaeróbicas podem ser usadas com sucesso no pré-tratamento de processos biológicos onde a fonte de fósforo seja intermitente.

O ortofosfato solúvel sofreu um grande incremento em sua concentração no efluente da lagoa anaeróbica, quando comparado com a concentração afluente. Contudo, a variação do ortofosfato solúvel ao longo do ciclo diário se deu numa faixa muito estreita e a proporção entre ortofosfato solúvel e fósforo total aumentou significativamente. Esse fato pode ser atribuído à mineralização da matéria orgânica presente na lagoa anaeróbica, verificada pela remoção de DBO_5 e DQO que foram de 65% e 56%, respectivamente.

Dessa forma, enquanto no esgoto bruto afluente a proporção entre ortofosfato solúvel e fósforo total foi de 50%, nas amostras pontuais coletadas às 8 horas, e, de 47% nas amostras compostas, no efluente da lagoa anaeróbica essa proporção subiu para 76%, situando-se entre os valores observados, respectivamente, por Silva (1982), trabalhando com uma série de cinco lagoas de estabilização rasas (1 m), em escala piloto com um tempo de detenção de 29 dias e de Oliveira (1990), trabalhando com uma série de cinco lagoas de estabilização profundas (2,2 m), em escala piloto, e um tempo de detenção de 25 dias (ver Tabela 4.2).

A Tabela 4.2 apresenta os resultados de fósforo total, ortofosfato solúvel, DBO_5 , DQO e pH, na lagoa anaeróbica do sistema experimental e nos sistemas pesquisados por Silva (1982) e de Oliveira (1990). Nessa tabela é possível constatar que os valores de pH determinados nos três experimentos foram insuficientes para promover a remoção de fósforo inorgânico por precipitação química, principalmente sob a forma de hidroxiapatita, $Ca_5OH(PO_4)_3$. Esse fato permite que o ortofosfato solúvel, presente na massa líquida, saia no efluente da lagoa.

Na lagoa facultativa (F26), o comportamento do fósforo total na massa líquida se deu de forma semelhante ao observado na lagoa anaeróbica (A11). Apesar de nessa lagoa existir uma biomassa de algas potencialmente capaz de assimilar o ortofosfato solúvel, convertendo-o em fósforo orgânico, foi verificado um crescimento da quantidade de fósforo inorgânico, alterando, ainda mais, a percentagem de ortofosfato solúvel em relação ao fósforo total presente na lagoa. Isto indica que a taxa de transformação de

fósforo orgânico em fósforo inorgânico, nessa lagoa, foi maior que a taxa de assimilação de fósforo inorgânico pelas populações de algas presentes no reator. Assim, foi verificada uma percentagem de 83% de ortofosfato solúvel em relação ao fósforo total. Esse resultado está de acordo com os obtidos por de Oliveira (1990) que, com um tempo de detenção de 5 dias, na lagoa facultativa, e um tempo acumulado de 10 dias (lagoa anaeróbica + facultativa), observou um percentual de 84% de ortofosfato solúvel em relação ao fósforo total nessa lagoa, contra um percentual de 81% na lagoa anaeróbica, em seu experimento, conforme pode ser visto na Tabela 4.2.

Os resultados observados na lagoa facultativa (F26), com uma baixa concentração média de oxigênio dissolvido no efluente e uma transparência média de 23 cm, levam à dedução de que o fundo dessa lagoa era aneróbico e, assim sendo, de acordo com Houng e Gloyna (1984), não tinha capacidade de reter o fósforo presente no seu sedimento, ainda mais quando se observa que o pH médio dessa lagoa foi de 7,1, tornando impossível a precipitação química de fósforo sob a forma de hidroxapatita.

Nas lagoas de maturação, ao contrário das lagoas anaeróbica e facultativa, foi observada uma diminuição discreta da concentração de fósforo total efluente em cada lagoa. Esse fato pode ser atribuído à incorporação de fosfatos inorgânicos na biomassa de algas, à autofloculação de algas (Sukenik *et al.*, 1985), e a uma discreta precipitação química de fosfatos presentes na massa líquida. Por outro lado, a percentagem de ortofosfato solúvel em relação ao fósforo total continuou crescendo, tal como

ocorreu nas lagoas A11 e F26, chegando a representar 84% da concentração de fósforo total presente no efluente do sistema. A concentração de ortofosfato solúvel no efluente da série foi cerca de 60% superior à concentração presente nas amostras compostas de esgoto bruto. Esse valor é maior que os encontrados por Silva (1982) e de Oliveira (1990) (ver Tabela 4.2).

Os valores de pH encontrados nessas lagoas se situaram na mesma faixa indicada por Toms *et al.* (1975) como suficiente para que seja observada a remoção de fósforo por precipitação em lagoas de maturação. No entanto, esses valores estão bem abaixo daqueles apontados por Somiya e Fujji (1984), que indicam valores de pH igual ou maior que 9,0 para que ocorra precipitação química de fósforo, sob a forma de hidroxiapatita, em lagoas de maturação. Nas lagoas de maturação pesquisadas, o maior valor de pH registrado durante o monitoramento de rotina foi de 8,2, na lagoa M30, que, durante o experimento teve um pH médio de 7,7, embora durante o ciclo diário tenha sido observado pH de até 8,4 na lagoa de maturação M32. Os resultados obtidos por Silva (1982) e de Oliveira (1990) foram bem maiores, com potenciais de íons hidrogênio de até 8,7 e 8,9 respectivamente.

Os valores médios de transparência (ver Quadro 3.1) sugerem que, durante a maior parte do tempo, a camada de massa líquida situada junto ao fundo das lagoas de maturação deve ter permanecido anaeróbica, pois, a profundidade da região eufótica foi menor que a profundidade da maioria das lagoas de maturação, embora na lagoa M32 tenha sido observado um valor médio de transparência igual a 73 cm, durante o monitoramento de rotina. Essa limitação da profundidade da região eufótica pode ter levado

a uma variação de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água, com concentrações supersaturadas próximas à superfície e ausência ou pouca concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida próxima ao fundo dessas lagoas. Mesmo nos efluentes foram registradas grandes oscilações nas concentrações de oxigênio dissolvido (de 0,10 a 14,00 mg O₂/l, na lagoa M32, nas amostras pontuais coletadas às 8 horas, conforme Quadro 3.1), sendo os valores médios consideravelmente baixos, reforçando a ideia de anaeróbiose próximo a região bentônica.

No que diz respeito à concentração de algas, as lagoas de maturação tiveram um comportamento semelhante à lagoa facultativa (F26), com uma ligeira diminuição da concentração de clorofila a ao longo da série de maturação, concordando com as observações de Oliveira (1990). Esse fato, reforça o aumento da proporção de ortofosfato solúvel, em relação ao fósforo total, que já havia sido observado nos efluentes das lagoas anaeróbica e facultativa, pois, tal como na lagoa F26, a taxa de mineralização da matéria orgânica nessas lagoas é bem maior que a capacidade de assimilação de ortofosfato solúvel pelo fitoplâncton.

Os valores insuficientes de pH, a pequena concentração de algas nos efluentes das lagoas facultativa e de maturação e a provável ausência de oxigênio dissolvido nas camadas próximas ao sedimento das lagoas da série, tornaram pouco eficientes os mecanismos de remoção de ortofosfato solúvel (precipitação, sedimentação e assimilação), resultando na obtenção de um efluente da série com uma concentração média de ortofosfato solúvel de 3,7 mg P/l, para um esgoto bruto afluente com uma concentração de

apenas 1,3 mg P/l. Essas observações concordam com os resultados apresentados por de Oliveira(1990), em uma série de 5 lagoas com um tempo de detenção de 25 dias.

Em relação ao fósforo total, a eficiência de remoção do sistema pesquisado foi de apenas 10%, enquanto os sistemas de lagoas em série, em escala piloto, de Silva (1982) e de Oliveira (1990), apresentaram remoções de 55% e 18%, respectivamente. As diferentes eficiências de remoção de fósforo verificadas nestes três experimentos podem estar relacionado ao tempo de detenção a que cada um deles foi submetido. Enquanto Silva (1982) trabalhou com uma série de 29,1 dias e de Oliveira (1990) com uma série de 25 dias, este sistema tinha um tempo de detenção de apenas 19 dias. Por outro lado, o fato deste experimento contar com um número maior de reatores, aproximando-se mais de um sistema não disperso, parece não ter sido suficiente para compensar a diminuição do tempo de detenção, no que diz respeito as remoções de fósforo total e ortofosfato solúvel.

No entanto, a presença de uma grande concentração de fósforo total, particularmente ortofosfato solúvel, no efluente deste sistema experimental, nem sempre deve ser considerado um problema, podendo, por vezes, ser até conveniente, a depender da destinação final que se pretende dar a água residuária tratada. Assim, sabendo-se que as lagoas de estabilização possuem uma grande capacidade de remover organismos patogênicos (Silva, 1982; Mará e Pearson, 1986 e de Oliveira, 1990), podendo atender às exigências sanitárias da Organização Mundial de Saúde, no que diz respeito ao reuso de efluentes (particularmente nos casos de irrigação e aquacultura), e, levando-se em conta a situação

econômica da região do Nordeste do Brasil (onde o clima tropical e o baixo custo do solo são convidativos ao uso de lagoas de estabilização), a concentração de fósforo presente no efluente do sistema pesquisado (4,4 mg P/l) pode ser considerado um fator de grande importância, tanto na irrigação do solo quanto no manejo de corpos aquáticos para fins de aquacultura, trazendo grandes vantagens para a comunidade.

Nesse sentido, a remoção de fósforo no tratamento de águas residuárias não pode estar desvinculada da realidade local, sendo a preocupação com a possibilidade de reuso do efluente dos sistemas de tratamento tanto maior quanto mais carente seja a região. Dessa forma, resguardadas as condições sanitárias do efluente, que depende do tipo de cultura (ver Tabela 1.3, por exemplo), e levando em consideração os valores fornecidos pela WHO (1989), os quais indicam cerca de 20000 metros cúbicos de água como necessários para irrigar anualmente um hectare de terra em uma região semi-árida, podemos deduzir que, nessas condições, o efluente do sistema pesquisado poderá fornecer 88 kg de fósforo total por ano, para cada hectare irrigado, significando a redução ou até a eliminação dos fertilizantes comerciais por parte do produtor rural, sem perdas na qualidade da produção agrícola (ver Tabela 1.4).

O fato do ortofósforo solúvel presente no efluente deste sistema corresponder a 84% do fósforo total, torna ainda mais importante o reuso do efluente da série para a irrigação, já que esta é a forma de fósforo mais prontamente assimilável pelas plantas.

Por fim, a própria irrigação poderá cumprir o papel de tratamento terciário, quer pela assimilação de fósforo inorgânico pela cultura irrigada durante seu metabolismo, quer pela retenção de fósforo no solo, o que se dá em altas taxas, pelas reações com íons metálicos (principalmente alumínio e ferro), sílica e cálcio em ambientes aeróbicos (Houng e Gloyna, 1984; Jones e Lee, 1981; ANDA, 1975).

Tabela 4.2 - Valores médios encontrados neste sistema experimental e nos sistemas analisados por Silva(1982) e de Oliveira (1990).

PARÂMETRO	UNID.	SISTEMA EXP.	SILVA (1982)	OLIVEIRA (1990)
EFLUENTE DA LAGOA ANAERÓBICA				
Fósforo total	mg P/l	5,1	3,96	4,09
Ortofosfato solúvel	mg P/l	3,9	3,77	3,32
pH	-	7,0	7,37	7,0
DBO ₅	mg O ₂ /l	84	63	75
DQO	mg O ₂ /l	235	175	202
EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA				
Fósforo total	mg P/l	5,2	4,16	4,09
Ortofosfato solúvel	mg P/l	4,3	3,72	3,44
pH	-	7,1	7,69	7,2
DBO ₅	mg O ₂ /l	69	45	43
DQO	mg O ₂ /l	181	190	157
EFLUENTE DA SÉRIE				
Fósforo total	mg P/l	4,4	3,05	3,98
Ortofosfato solúvel	mg P/l	3,7	2,42	3,36
pH	-	7,8	8,38	7,5
DBO ₅	mg O ₂ /l	11	17	11
DQO	mg O ₂ /l	100	109	101

CAPÍTULO V

CONCLUSÕES

Com uma remoção de fósforo total de 10% e um efluente com concentração de 4,4mg P/l, o sistema pesquisado, com o tempo de detenção e as dimensões a que foi submetido, demonstrou ser ineficientes como tratamento terciário capaz de evitar a eutrofização de corpos receptores.

Os resultados experimentais, quando comparados com outros trabalhos, sugerem que o tempo de detenção hidráulica é um importante parâmetro a ser considerado para a remoção das formas de fósforo presentes nos reatores de uma série de lagoas de estabilização, tanto que, a quantidade de reatores (dez lagoas) da série pesquisada, não conseguiu compensar a perda de eficiência devido ao baixo tempo de detenção hidráulica (19 dias).

Além disso, os mecanismos de remoção de fósforo ao longo da série (sedimentação, precipitação e assimilação), atuaram de forma insuficientes devido aos baixos valores de pH (caso da precipitação sob a forma de hidroxiapatita), a baixa concentração do fitoplâncton e aos níveis reduzidos de oxigênio dissolvido verificados durante o experimento. sugere-se a diminuição das profundidades das lagoas de maturação da série para que seja permitida a atuação desses mecanismos.

Por outro lado, a carência de recursos hídricos na região semi-árida do Nordeste do Brasil, aliada à situação de pobreza

dessa região e à qualidade sanitária que pode ser conseguida com o uso de lagoas de estabilização, tornam o reuso de efluente uma importante consideração de projeto.

Nesse sentido, a concentração de fósforo total e, principalmente as altas concentrações de ortofosfato solúvel (com um valor médio de 3,7mg P/l), por serem mais prontamente assimiladas pelos organismos fotossintetizadores, tornam o efluente deste sistema de grande aplicação, tanto na irrigação quanto na aquacultura. Em ambos os casos, a própria incorporação de fósforo pela biomassa da cultura irrigada ou do peixe produzido, constituirá um mecanismo de remoção das formas de fósforo presentes nos efluentes das águas residuárias tratadas.

SUGESTÕES

Considerando os resultados obtidos no sistema experimental e a necessidade de se explorar ainda mais o estudo da remoção de fósforo em lagoas de estabilização e de sua transformação cíclica na massa líquida, são apresentadas as seguintes sugestões :

1) analisar a irrigação de culturas com o uso do efluente do sistema pesquisado para verificar sua eficiência na adubação, retenção de fósforo no solo e a qualidade sanitária do produto produzido;

2) utilizar o efluente da série pesquisada na produção de peixes, analisando a qualidade do efluente da lagoa de peixes, e a qualidade e o valor comercial do peixe produzido;

3) diminuir a profundidade das últimas lagoas da série do sistema pesquisado, para uma profundidade igual a profundidade média da transparência, medida com o disco de Secchi às 8 horas, para verificar se o pH aumenta a valores que viabilizem a precipitação de fósforo, e, ao mesmo tempo, mantenha aeróbica a camada líquida mais próxima da camada de lodo do fundo das lagoas de maturação durante a maior parte do dia, evitando a liberação do fósforo inorgânico retido no sedimento;

4) analisar a composição do lodo das lagoas de estabilização da série pesquisada, com a finalidade de determinar a influência dessa região na massa líquida, principalmente no que diz respeito à transferência e à retenção das formas de fósforo, bem como à

taxa de sedimentação do material orgânico, à precipitação química e à autofloculação de algas.

ANEXO I

TABELAS REFERENTES AO TRATAMENTO ESTATISTICO DOS DADOS DO
EXPERIMENTO DURANTE O MONITORAMENTO DE ROTINA

TABELA 1 -Dados estatísticos relacionados com os valores de DBOs , baseado no monito-
ramento de rotina do sistema experimental.

Lagoa	n	\bar{X} (mgO ₂ /l)	s *	s ²	Mín. (mgO ₂ /l)	Máx. (mgO ₂ /l)	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁ (mgO ₂ /l)	L ₂ (mgO ₂ /l)
EB	22	57	0,18819	0,03541	25	101	47	69
EBC	21	242	0,09108	0,00829	148	334	219	267
A11	23	84	0,24046	0,05782	25	205	66	107
F26	22	69	0,24049	0,05783	26	139	54	89
M25	21	62	0,22226	0,04939	25	121	49	79
M26	20	55	0,22020	0,04848	20	106	43	70
M27	18	53	0,17676	0,03124	24	96	43	65
M28	17	49	0,14540	0,02114	26	80	41	58
M29	15	47	0,14925	0,02227	23	79	39	57
M30	15	26	0,25561	0,06533	07	59	19	36
M31	15	21	0,51255	0,26270	10	57	13	41
M32	18	11	0,30896	0,09545	03	39	8	16

* Baseados nos dados transformados ($\ln x$)

TABELA 2 - Dados estatísticos relacionados com os valores de temperatura obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental.

Lagoa	n	\bar{X} (°C)	S	S ²	Mín (°C)	Máx (°C)	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁ (°C)	L ₂ (°C)
EB	27	26	1,0	0,07	23	27	25	27
EBC	25	-	-	-	-	-	-	-
A ₁₁	27	25	1,4	2,17	23	27	24	26
F ₂₆	27	24	1,5	2,25	22	28	23	25
M ₂₅	27	24	1,3	1,69	22	26	23	25
M ₂₆	27	24	1,3	1,91	21	27	23	25
M ₂₇	27	24	1,5	2,25	21	27	23	25
M ₂₈	27	24	1,6	2,60	21	27	23	25
M ₂₉	27	24	1,5	2,33	21	27	23	25
M ₃₀	26	24	1,5	2,34	21	26	23	25
M ₃₁	27	24	1,4	2,13	21	26	23	25
M ₃₂	27	24	1,3	1,77	21	26	23	25

TABELA 3 - Dados estatísticos relacionados com os valores de pH obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental.

Lagoa	n	\bar{X}	S DP	S ² VARIÂNCIA	Mín	Máx	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁	L ₂
EB	27	7,2	0,2	1,05	6,9	7,7	7,1	7,3
EBC	25	7,2	0,1	0,03	6,9	7,6	7,1	7,3
A ₁₁	27	7,0	0,1	0,03	6,5	7,5	6,9	7,1
F ₂₆	27	7,1	0,1	0,02	6,9	7,6	7,0	7,2
M ₂₅	27	7,4	0,1	0,02	7,0	7,7	7,3	7,5
M ₂₆	27	7,5	0,1	0,02	7,2	7,8	7,4	7,6
M ₂₇	27	7,6	0,1	0,01	7,3	7,9	7,5	7,7
M ₂₈	27	7,7	0,1	0,01	7,5	8,0	7,6	7,8
M ₂₉	27	7,7	0,1	0,02	7,5	8,0	7,6	7,8
M ₃₀	26	7,7	0,1	0,02	7,4	8,2	7,6	7,8
M ₃₁	27	7,7	0,1	0,02	7,6	8,1	7,6	7,8
M ₃₂	27	7,8	0,1	0,03	7,5	8,1	7,7	7,9

TABELA 4 - Dados estatísticos relacionados com os valores do oxigênio dissolvido, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental.

Lagoa	n	\bar{X} (mgO ₂ /l)	S	S ²	Mín (mgO ₂ /l)	Máx (mgO ₂ /l)	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁ (mgO ₂ /l)	L ₂ (mgO ₂ /l)
EB	27	0,20	0,5	0,26	0,00	2,60	0,00	0,40
EBC	25	0,10	0,0	0,00	0,00	0,30	0,10	0,10
A ₁₁	27	0,10	0,0	0,00	0,00	0,20	0,10	0,10
F ₂₆	27	0,20	0,2	0,06	0,00	1,40	0,10	0,30
M ₂₅	27	1,20	1,4	2,04	0,00	4,90	0,30	2,10
M ₂₆	27	1,00	2,2	4,88	0,00	8,10	0,00	1,60
M ₂₇	27	0,85	1,4	2,03	0,00	6,50	0,20	1,40
M ₂₈	27	1,30	1,7	2,95	0,00	6,80	0,60	2,00
M ₂₉	27	2,35	2,8	8,18	0,00	10,20	1,10	3,40
M ₃₀	26	2,25	2,5	6,61	0,00	7,70	1,10	3,20
M ₃₁	27	4,00	4,2	1,84	0,00	14,00	2,30	5,70
M ₃₂	27	4,40	3,6	1,32	0,10	14,20	2,80	5,80

TABELA 5 - Dados estatísticos relacionados com os valores de Clorofila a, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental.

Lagoa	n	\bar{X} ($\mu\text{g}/\ell$)	S*	S ²	Mín ($\mu\text{g}/\ell$)	Máx ($\mu\text{g}/\ell$)	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁ ($\mu\text{g}/\ell$)	L ₂ ($\mu\text{g}/\ell$)
F ₂₆	24	74,7	0,70431	0,19603	0,6	870,9	37,1	150,5
M ₂₅	24	119,7	0,81120	0,65804	0,0	877,2	53,4	268,0
M ₂₆	24	92,7	0,70966	0,50361	0,9	487,8	45,8	187,7
M ₂₇	24	87,5	0,56117	0,31491	4,5	875,4	50,1	152,9
M ₂₈	24	133,3	0,58551	0,34282	19,1	1364,1	74,5	238,6
M ₂₉	24	197,4	0,57014	0,32505	19,1	1145,7	112,0	348,0
M ₃₀	24	190,1	0,65621	0,43061	12,7	2008,4	99,0	365,0
M ₃₁	24	163,3	0,62153	0,38629	8,2	1027,3	88,0	302,9
M ₃₂	24	107,2	0,49232	0,24237	5,5	744,0	65,7	174,9

* Baseado nos dados transformados: $\ln(x+1)$.

TABELA 6 - Dados estatísticos relacionados com os valores de DQO, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental.

Amostra	n	\bar{X} (mgO ₂ /l)	S*	S ²	Mín (mgO ₂ /l)	Máx (mgO ₂ /l)	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁ (mgO ₂ /l)	L ₂ (mgO ₂ /l)
EB	26	186	0,10584	0,01120	90	278	168	206
EBC	24	538	0,07526	0,00566	300	810	499	580
A ₁₁	25	235	0,18696	0,03495	117	502	196	282
F ₂₆	26	181	0,15642	0,02446	105	297	156	210
M ₂₅	26	178	0,13884	0,01927	101	271	156	203
M ₂₆	26	163	0,14871	0,02211	87	247	141	195
M ₂₇	26	153	0,19198	0,03685	68	295	127	184
M ₂₈	26	140	0,20056	0,04022	63	268	116	169
M ₂₉	26	140	0,18194	0,03310	74	270	118	166
M ₃₀	26	124	0,15870	0,02518	63	225	107	144
M ₃₁	26	115	0,14961	0,02238	65	228	100	132
M ₃₂	26	100	0,12477	0,01556	61	211	89	113

* Baseados nos dados transformados: ($\ln x$).

TABELA 7 - Dados estatísticos com os valores de ortofosfato solúvel, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental.

Amostra	n	\bar{X} (mgP/l)	S	S ²	Mín (mgP/l)	Máx (mgP/l)	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁ (mgP/l)	L ₂ (mgP/l)
EB	26	1,3	0,5	0,27	0,4	2,3	1,1	1,5
EBC	24	2,3	0,4	0,17	1,6	3,2	2,1	2,5
A ₁₁	26	3,9	1,0	1,16	2,10	5,8	3,4	4,3
F ₂₆	26	4,3	0,8	0,65	2,6	5,8	4,0	4,6
M ₂₅	26	4,2	0,6	0,48	2,8	5,7	3,9	4,5
M ₂₆	26	4,1	0,6	0,4	3,0	5,8	3,8	4,4
M ₂₇	26	4,0	0,8	0,71	2,6	6,4	3,6	4,3
M ₂₈	26	4,0	0,9	0,96	2,2	6,2	3,6	4,4
M ₂₉	26	3,9	1,0	1,16	2,1	6,0	3,4	4,3
M ₃₀	26	3,9	1,1	1,39	1,9	6,1	3,4	4,4
M ₃₁	26	3,8	1,2	1,58	1,5	6,1	3,3	4,3
M ₃₂	26	3,7	1,2	1,46	0,9	5,4	3,2	4,2

TABELA 8 - Dados estatísticos relacionados com os valores de fósforo total, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental.

Amostra	n	\bar{X} (mgP/l)	s	s ²	Mín (mgP/l)	Máx (mgP/l)	Limites de Confiança de 95%	
							L ₁ (mgP/l)	L ₂ (mgP/l)
EB	25	2,6	0,8	0,70	1,0	3,8	2,2	2,9
EBC	24	4,9	0,9	0,84	3,6	6,9	4,5	5,3
A ₁₁	25	5,1	1,5	2,29	2,8	9,6	4,5	5,7
F ₂₆	25	5,2	0,8	0,74	3,4	7,2	4,8	5,6
M ₂₅	25	5,2	0,8	0,71	3,5	7,0	4,8	5,5
M ₂₆	25	5,1	0,8	0,68	3,5	7,2	4,7	5,4
M ₂₇	25	5,0	0,8	0,80	3,6	7,6	4,6	5,4
M ₂₈	25	4,9	0,9	0,93	3,5	7,6	4,5	5,3
M ₂₉	25	4,9	1,1	1,21	2,9	7,5	4,4	5,4
M ₃₀	25	4,7	1,2	1,56	2,6	7,4	4,2	5,2
M ₃₁	25	4,5	1,3	1,76	2,1	7,0	3,9	5,0
M ₃₂	25	4,4	1,3	1,90	1,3	6,7	3,8	5,0

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 17th edition. New York: American Public Health Association, 1989.
- ANDA - Associação Nacional de Difusão de Adubos. Adubação do Solo. 1975.
- Arthur, J.P. Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical paper no. 7. Washington: World Bank, 1983.
- Barnes, D. and Bliss, P.J. Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment. 1st edition. London: E. & F.N. Spon, 1983.
- Branco, S.M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo: CETESB, 1978.
- Burns, C.W. Relation between filtering rate, temperature and body size in four species of Daphnia. *Limnology & Oceanography* (14), pp.693 - 700. 1969.
- Ceballos, B.S.O. Microbiologia Sanitária. em: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos, pp. 89 - 147 (Ed. S.R. Mendonça), Editora UFPb. João Pessoa, 1990.
- De Oliveira, R. The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Leeds. Leeds, 1990.
- Ellis, K.V. Stabilization ponds: design and operation. *Critical Reviews in Environmental Control*, 13(2), pp. 69-102. 1983.
- Esteves, F.A. e Barbosa, F.A.R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. *Ciência Hoje*, 5(27), pp. 57 - 61. 1986.

- Gloyna, E.F. and Tschiler, L.F. Recomendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. JWPCF., 53(11), pp. 1559 - 1563. 1981.
- Hammer, M.J. Sistemas de Abastecimento de Água e Esgotos. Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. São Paulo, 1979.
- Houng, H.J.S. and Gloyna, E.F. Phosphorus models for waste stabilization ponds. Journal of Environmental Engineering, 110(3), pp. 550 - 561, 1984.
- Ip, S.Y., Bridger, J.S., Chin, C.T., Martin, W.R.B. and Raper, W.G.C. Algal growth in primary settled sewage. The effect of five key variables. Water Research, 16, pp. 621 - 632, 1982.
- Jones, J.G. A Guide to Methods for Estimating Microbial and Biomass algal in Freshwater. Ambleside: Freshwater Biological Association Scientific Publication (39). England, 1979.
- Jones, J.R. and Lee, G.W. Prediction of phosphorus levels in lakes. JWPCF, 48 pp. 2176-2182. 1981.
- Konig, A. Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds. PhD. Thesis, University of Liverpool, U.K. 1984.
- Konig, A. Biologia das Lagoas: Algas. em: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos, pp. 58 - 88. (Ed. S.R. Mendonça). João Pessoa: Editora UFPb. 1990.
- Mara, D.D. Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley & Sons. 1976.
- Mara, D.D. and Pearson, H.W. Artificial freshwater environment:

- waste stabilization ponds. In: Biotechnology - A comprehensive treatise, volume 8, Chapter 4. (Ed. H.J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177 - 206, 1986.
- Marais, G.V.R. Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 100(EEl), pp. 119 - 139. 1974.
- McGarry, M.G. and Pescod, M.B. Stabilization pond design criteria for tropical Asia. In: Proceedings of the Second International Symposium on Waste Treatment Lagoons, Kansas City, 1970.
- Sawyer, C.N. and McCarty, P.L. Chemistry for Environmental Engineering, 3rd edition. New York: McGraw-Hill Book Company. 1978.
- Shelef, G., Azov, Y., Moraine, R. and Oron, G. 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. 1980.
- Silva, S.A. On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Dundee, UK. 1982.
- Sokal, R.R. and Rohlf, F.J. Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research, 2nd edition. San Francisco: W.H. Freeman and Company. 1981.
- Somiya, I. and Fujii, S. Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. Water Research, 18(3), pp. 325 - 333. 1984.

- Spiegel, M.R. Probabilidade e Estatística. São Paulo: McGraw Hill, 1978.
- Sukenik, A. Schroder, W. Lauer, J. Shelef, G. and Soeder, C.J. Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphate ions. Water Reseach, 19 (1) pp. 127 - 129. 1985.
- Toms, I.P., Owens, M. and Mindenhall, M.J. Observation on the performance of polishing lagoons at a large regional works. JWPCF, 74(4), pp. 383 - 401. 1975.
- Tundisi, J.G. Ambientes, Represas e Barragens. Ciência Hoje, 5(27), pp. 49 - 54. 1986.
- Van Handell, A.C. Tratamento Anaeróbico em Reação de Clima Quente. (a ser publicado).
- Weaver, P.J. Phosphates in surface waters and detergents. JWPCF, 41(9), pp. 1647 - 1653, 1969.
- WHO - World Health Organization. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Technical Report Series 778. Geneva, 1989.
- WRC - Water Research Commission. Guidelines for Chemical Phosphate Removal from Municipal Wastewater. Pretória, 1987.