



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

**CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

"ESTUDO DA VARIAÇÃO CÍCLICA DIÁRIA DE FÓSFORO  
SEDIMENTÁVEL NUMA LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA,  
PROFUNDA, PROVIDA DE CHICANAS DO TIPO VAI-E VEM"

MARIA GORETHE DE SOUSA LIMA

CAMPINA GRANDE

MARÇO - 2001

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CAMPUS II**  
**COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**  
**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**“ESTUDO DA VARIAÇÃO CÍCLICA DIÁRIA DE FÓSFORO  
SEDIMENTÁVEL NUMA LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA,  
PROFUNDA, PROVIDA DE CHICANAS DO TIPO VAI- E VEM”**

**MARIA GORETHE DE SOUSA LIMA**

**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA**

**2001**

---

**“ESTUDO DA VARIAÇÃO CÍCLICA DIÁRIA DE FÓSFORO  
SEDIMENTÁVEL NUMA LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA,  
PROFUNDA, PROVIDA DE CHICANAS DO TIPO VAI- E VEM”**

**MARIA GORETHE DE SOUSA LIMA**

**“ESTUDO DA VARIAÇÃO CÍCLICA DIÁRIA DE FÓSFORO  
SEDIMENTÁVEL NUMA LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA,  
PROFUNDA, PROVIDA DE CHICANAS DO TIPO VAI- E VEM”**

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

**Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS**

**Sub – área: ENGENHARIA SANITÁRIA**

**Orientadores: Prof. Rui de Oliveira – M. Eng., PhD.**

**Prof. Salomão Anselmo Silva - M. Eng., PhD.**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**Março/2001**





L732e Lima, Maria Gorethe de Sousa.  
"Estudo da variação cíclica diária de fósforo sedimentável numa lagoa facultativa primária, profunda, provida de chicanas do tipo vai-e-vem" / Maria Gorethe de Sousa Lima. - Campina Grande, 2001.  
115 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2001.

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

Referências.

1. Lagoas de Estabilização. 2. Remoção de Fósforo - Águas Residuárias. 3. Lagoa Facultativa Primária. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Oliveira, Rui de. II. Silva, Salomão Anselmo. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título

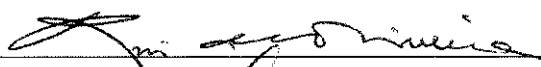
CDU 628.357.1(043)

**MARIA GORETHE DE SOUSA LIMA**

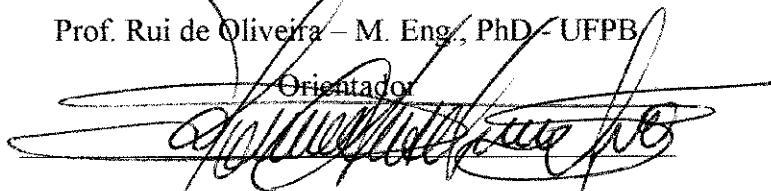
**“ESTUDO DA VARIAÇÃO CÍCLICA DIÁRIA DE FÓSFORO  
SEDIMENTÁVEL NUMA LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA,  
PROFUNDA, PROVIDA DE CHICANAS DO TIPO VAI- E VEM”**

Dissertação aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_

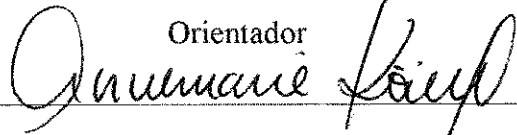
**COMISSÃO EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Rui de Oliveira – M. Eng., PhD - UFPB

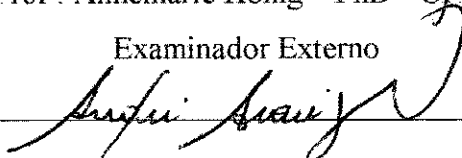
Orientador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Salomão Anselmo Silva – M. Eng., PhD - UFPB

Orientador

  
\_\_\_\_\_  
Profª. Annemarie König – PhD - UFPB

Examinador Externo

  
\_\_\_\_\_  
Prof. André L. Calado Araújo - M. Eng., PhD – CEFET - RN

Examinador Externo

**CAMPINA GRANDE – PB**

**Março/2001**

Dedico este trabalho ao meu querido esposo Flávio, aos meus pais Francisco e Maria,  
minha tia Francisca, meus irmãos João, Fátima e Francimar e aos meus sobrinhos Flávia,  
Yann e João Filho.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por estar sempre comigo.

Aos meus pais e irmãos, pelo apoio, compreensão, orientação e amizade.

Ao meu marido Flávio por todo amor, carinho, força e compreensão durante todos os momentos de minha vida. “ Que o amor continue a ter espaço em nossos corações e que extrapole através de nossos gestos, desde os mais simples aos mais sofisticados” .

Aos meus sogros, Sr. Miguel e D. Nanetes, e aos meus cunhados, Sérgio e Ana Paula, pela amizade e por todo o apoio nas horas em que precisei.

A todos os professores do curso de pós-graduação em Engenharia Sanitária, em especial, ao orientador Rui de Oliveira por todo ensinamento, apoio e atenção dispensadas no decorrer da realização deste trabalho.

Aos meus grandes amigos Bonádia, Fabiana, Joelma, Josy, Nagel, Keila, Christiano, Severino, Clenilson e Elba, pela amizade sincera e o companheirismo.

Aos funcionários da EXTRABES, pela colaboração e, em particular, ao Sr. Marconi, pela grande ajuda prestada na coleta das amostras, a qual foi indispensável à realização deste trabalho.

Às secretárias Cristina e Josete, pelo profissionalismo.

A todos que me auxiliaram, de forma direta ou indireta, a vencer mais uma etapa na minha formação profissional.

A Universidade Federal da Paraíba.

Ao CNPq, pelo suporte financeiro.

A Companhia de Água e Esgoto da Paraíba - CAGEPA.



## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	i
LISTA DE TABELAS .....	iii
RESUMO .....	v
ABSTRACT .....	vi
INTRODUÇÃO E OBJETIVO GERAL .....	001
<b>CAPÍTULO I - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	
1.1 - Lagoas de estabilização.....	004
1.1.1 - Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização .....	006
1.1.2 - Classificação de lagoas de estabilização .....	013
1.2 – Fósforo .....	020
1.2.1 – Considerações gerais sobre a presença de fósforo em águas residuárias .	022
1.2.2-Transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização .....	025
1.2.2.1 – Eutrofização .....	027
1.2.3 – Mecanismos de troca de fósforo entre a coluna d’água e o sedimento .....	031
1.2.3.1 – Sorção .....	032
1.2.3.2 – Difusão .....	034
1.2.4 – Mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização .....	034
1.2.4.1 – Sedimentação .....	034
1.2.4.2 – Precipitação química .....	035
1.2.4.3 – Assimilação biológica .....	040

## **CAPÍTULO II – MATERIAIS E MÉTODOS**

<b>2.1 – Descrição do sistema experimental .....</b>	<b>042</b>
<b>2.2 – Alimentação do sistema .....</b>	<b>045</b>
<b>2.3 – Operação e monitoramento do sistema experimental .....</b>	<b>046</b>
<b>2.3.1 – Coleta das amostras .....</b>	<b>047</b>
<b>2.4 – Variáveis analisadas .....</b>	<b>049</b>
<b>2.4.1 – Procedimentos analíticos .....</b>	<b>049</b>
<b>2.5 – Análises estatísticas .....</b>	<b>054</b>

## **CAPÍTULO III – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS**

<b>3.1 – Apresentação e análise preliminar dos dados na monitoração das frações de material sedimentável da lagoa F29 .....</b>	<b>055</b>
<b>3.1.1 – pH .....</b>	<b>055</b>
<b>3.1.2 – P-Total, P-Inorgânico e P-Orgânico .....</b>	<b>058</b>
<b>3.1.3 – Fracionamento do fósforo inorgânico .....</b>	<b>063</b>
<b>3.1.4 – P-Sol .....</b>	<b>069</b>
<b>3.1.5 – Taxa de sedimentação .....</b>	<b>070</b>
<b>3.1.6 – Especiação de algas .....</b>	<b>072</b>
<b>3.2 – Análise de variância (ANOVA–Fator único) das variáveis estudadas .....</b>	<b>073</b>
<b>3.2.1 – pH .....</b>	<b>074</b>
<b>3.2.2 – P-Móvel, P-Ca e P-Sol .....</b>	<b>075</b>
<b>3.2.3 – P-Total, P-Inorgânico, P-Orgânico e P-Fe-Al .....</b>	<b>076</b>
<b>3.2.4 – P-Re .....</b>	<b>081</b>
<b>3.2.5 – Taxa de sedimentação .....</b>	<b>081</b>

<b>3.3 – Estudo de matrizes de correlação .....</b>	<b>083</b>
---	------------

#### **CAPÍTULO IV – DISCUSSÃO**

<b>4.1 – Caracterização da lagoa facultativa F<sub>29</sub>.....</b>	<b>098</b>
--	------------

<b>4.2 - Sobre a influência das frações de material sedimentável na reciclagem de fósforo na lagoa f<sub>29</sub> .....</b>	<b>100</b>
---	------------

<b>4.3 – Sobre a influência do pH nos mecanismos de troca de fósforo entre as frações de sedimento e a coluna d'água .....</b>	<b>101</b>
--	------------

<b>4.4 – Sobre a influência da temperatura nos mecanismos de troca de fósforo entre as frações de sedimento e a coluna d'água .....</b>	<b>103</b>
---	------------

<b>4.5 – Sobre a taxa de sedimentação de fósforo.....</b>	<b>104</b>
---	------------

<b>CAPÍTULO V – CONCLUSÕES .....</b>	<b>106</b>
--------------------------------------	------------

<b>CAPÍTULO VI - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>107</b>
---	------------

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1- Representação esquemática dos processos metabólicos num ambiente aeróbio. .....	10
Figura 1.2 – Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas facultativas .....	16
Figura 1.3 - Ciclo do fósforo em lagoas de estabilização .....	28
Figura 2.1 – Vista do sistema experimental, em escala – piloto, localizado na EXTRABES – Campina Grande – PB. ....	42
Figura 2.2 – Desenho esquemático da lagoa F <sub>29</sub> , do sistema experimental da EXTRABES – Campina Grande (PB) .....	43
Figura 2.3 – Planta de situação do sistema experimental, em escala – piloto, nas dependências da EXTRABES–Campina Grande–PB. ....	45
Figura 2.4 – Vista superior da lagoa F <sub>29</sub> com as armadilhas instaladas no centro dos canais de entrada e saída. ....	47
Figura 2.5 - Vista frontal da lagoa F <sub>29</sub> com as armadilhas instaladas no centro dos canais de entrada e saída. ....	48
Figura 2.6 - Sequência analítica das determinações de fósforo total (P-Total) e fósforo inorgânico (P-Inorgânico) nas frações de sedimento. ....	51
Figura 2.7 - Sequência analítica da determinação das frações de fósforo inorgânico (P- Móvel, P-Fe-Al e P-Ca) nas frações de sedimento. ....	52
Figura 2.8 - Sequência analítica da determinação de fósforo residual (P-Res) nas frações de sedimento. ....	53
Figura 3.1 – Variação espaço-temporal do pH medido no período noturno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm. ....	56
Figura 3.2 – Variação espaço-temporal do pH medido no período diurno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm. ....	56
Figura 3.3 - Distribuição das concentrações de P-Total, P-Inorgânico e P-Orgânico no canal de entrada, nos períodos noturno (a) e diurno (b). ....	61
Figura 3.4 - Distribuição das concentrações de P-Total, P-Inorgânico e P-Orgânico no canal de saída, nos períodos noturno (a) e diurno (b). ....	62
Figura 3.5 - Distribuição das concentrações das frações de P-Móvel, P-Fe-Al, P- Ca e P-Re no canal de entrada, nos períodos noturno (a) e diurno (b). ....	65
Figura 3.6 - Distribuição das concentrações das frações de P-Móvel, P-Fe-Al, P- Ca e P-Re no canal de saída, nos períodos noturno (a) e diurno (b). ....	66

Figura 3.7 - Variação representativa das concentrações de P-Móvel (a), P-Fe-Al (b) e P-Ca (c) nos canais de entrada e saída, períodos noturno e diurno e níveis 50 e 200 cm, com base nas médias móveis 3 a 3. ....	67
Figura 3.8 - Distribuição da soma das concentrações das frações de fósforo inorgânico e das concentrações de fósforo inorgânico total das amostras analisadas. ....	69
Figura 3.9 - Variações da taxa de sedimentação de material particulado no canal de entrada, nos períodos noturno (a) e diurno (b) e, no canal de saída nos períodos noturno (c) e diurno (d). ...	71
Figura 3.10 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Total nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F <sub>29</sub> . ....	77
Figura 3.11 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Inorgânico nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F <sub>29</sub> . ....	78
Figura 3.12 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Orgânico nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F <sub>29</sub> . ....	79
Figura 3.13 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Fe-Al nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F <sub>29</sub> . ....	80
Figura 3.14 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) das taxas de sedimentação determinadas nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F <sub>29</sub> . ....	82

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Formas de fósforo inorgânico em águas residuárias .....	24
Tabela 1.2 – Porcentagem das espécies iônicas presentes em solução, em diferentes valores de pH. ....	24
Tabela 2.1 – Características físicas da lagoa F <sub>29</sub> .....	44
Tabela 2.2 – Características físicas dos canais da lagoa F <sub>29</sub> .....	44
Tabela 2.3 – Características físicas das chicanas da lagoa F <sub>29</sub> .....	44
Tabela 3.1 - Valores médios ( $\bar{X}$ ) e faixa de variação (valores mínimos, MIN e máximos, MAX) dos parâmetros analisados no ciclo diário da lagoa F <sub>29</sub> . ....	57
Tabela 3.2 – Presença (+) e ausência (-) de gêneros de algas observados nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno da lagoa F <sub>29</sub> .....	72
Tabela 3.3 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de pH. ....	74
Tabela 3.4 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Móvel. ....	75
Tabela 3.5 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Ca. ....	75
Tabela 3.6 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Sol. ....	76
Tabela 3.7 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Total.....	77
Tabela 3.8 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P –Total nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno. ....	77
Tabela 3.9 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Inorgânico. ....	78
Tabela 3.10 -Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P– Inorgânico nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno. ....	78
Tabela 3.11 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Orgânico. ....	79
Tabela 3.12 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P– Orgânico nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno.....	79
Tabela 3.13- Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Fe-Al.....	80
Tabela 3.14 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P –Fe-Al nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno. ....	80
Tabela 3.15 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Re. ....	81
Tabela 3.16 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de taxa de sedimentação. ....	82

Tabela 3.17 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de taxa de sedimentação nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno. ....	82
Tabela 3.18 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal entrada, período noturno. ....	89
Tabela 3.19 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal entrada, período noturno... ..	89
Tabela 3.20 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal entrada, período noturno... ..	90
Tabela 3.21 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal entrada, período diurno.....	90
Tabela 3.22 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal saída, período noturno.....	91
Tabela 3.23 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal saída, período noturno.....	91
Tabela 3.24 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal saída, período diurno.....	92
Tabela 3.25 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal saída, período diurno.....	92
Tabela 3.26 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal entrada, períodos noturno e diurno.....	93
Tabela 3.27 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal entrada, períodos noturno e diurno.....	93
Tabela 3.28 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal saída, períodos noturno e diurno.....	94
Tabela 3.29 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal saída, períodos noturno e diurno.....	94
Tabela 3.30 – Matriz correlação dos dados do período noturno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm .....	95
Tabela 3.31 – Matriz correlação dos dados do período diurno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm .....	95
Tabela 3.32 – Matriz correlação dos dados do canal de entrada, períodos noturno e diurno, níveis 50 e 200 cm .....	96
Tabela 3.33 – Matriz correlação dos dados do canal de saída, períodos noturno e diurno, níveis 50 e 200 cm .....	96
Tabela 3.34 – Matriz correlação dos dados dos períodos diurno e noturno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm.....	97
Tabela 3.35 – Matriz correlação dos dados dos períodos diurno e noturno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm .....	97



## RESUMO

Este trabalho teve como objetivo o estudo da variação cíclica diária de fósforo em suspensão, nos diferentes níveis (50 e 200 cm), dos canais de entrada e saída, de uma lagoa facultativa primária (2,3 m), em escala-piloto, provida de chicanas do tipo vai-e-vem, tratando esgoto doméstico, denominada lagoa F<sub>29</sub>. A referida lagoa fazia parte do sistema experimental da EXTRABES - UFPB – Campina Grande – PB (7° 13' 11" Sul, 35° 52' 31" Oeste a 550 m acima do nível do mar), tendo sido operada sob uma carga orgânica de 330 kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia com um tempo de detenção hidráulica de 15 dias.

Entre os meses de abril e agosto de 2000 foram realizados 18 experimentos, ao longo do ciclo diário (sendo 9 no período noturno e 9 no diurno), nos quais foram analisadas as seguintes variáveis na fração particulada de amostras de material sedimentável: pH, fósforo total (P-Total), fósforo inorgânico (P-Inorgânico), fósforo orgânico (P-Orgânico), fósforo móvel (P-Móvel), fósforo ligado a ferro e alumínio (P-Fe-Al), fósforo ligado a cálcio (P-Ca), fósforo residual (P-Re) e taxa de sedimentação. Na água intersticial foi determinada a concentração de ortofosfato solúvel (P-Sol).

As formas inorgânica e orgânica de fósforo, representaram, respectivamente, em torno de 52 e 48 % do fósforo total presente no material sedimentável da lagoa F<sub>29</sub>.

Os valores de pH observados nos diferentes níveis, canais e períodos estudados se situaram na faixa neutra, favorecendo a predominância da fração P-Fe-Al sobre as demais formas de fósforo inorgânico. Embora os valores de pH não tenham sido elevados a ponto de favorecer a formação de precipitados de P-Ca, esta fração ainda representou 30 % do fósforo inorgânico total.

As frações de material sedimentável no nível 50 cm apresentaram, ao longo do ciclo diário, concentrações de fósforo praticamente iguais às obtidas no nível 200 cm. Diferenças expressivas foram verificadas, quando comparadas as concentrações das formas de fósforo determinadas no canal de entrada com as do canal de saída.

Os valores mais elevados de taxa de sedimentação foram observados no canal de saída, particularmente no período diurno, em decorrência de grandes concentrações de sólidos suspensos predominantes nessa região da lagoa, bem como à ressuspensão/redecantação de lodo leve depositado no fundo da lagoa na região de saída.

## ABSTRACT

The aim of this work was to study the daily cycle variation of phosphorus in suspended matter in two different levels (50 and 200 cm) in both inlet and outlet channels of a pilot-scale deep (2.3 m) primary facultative pond provided with round-the-corner baffles treating domestic raw sewage from a municipal sewerage system. The baffled pond was operated, under a mean surface organic loading of 330 kgBOD<sub>5</sub>/ha.day and a mean hydraulic retention time of 15 days, at EXTRABES-UFPB (Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage of the Federal University of Paraiba) situated at the City of Campina Grande (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" W, 550 m above m.s.l), northeast Brazil.

The experimental work, based on 18 experiments (9 throughout light hours and 9 representative of dark hours), was carried out from April to August 2000 being determined pH, total phosphorus (P-total), inorganic phosphorus (P-inorganic), organic phosphorus (P-organic), mobile phosphorus (P-mobile), phosphorus bound to both iron and aluminum (P-Fe-Al), phosphorus linked to calcium (P-Ca), residual phosphorus (P-residual) and sedimentation rates in the particulate fraction of the settleable matter and soluble orthophosphate in the pore water.

Both P-inorganic and P-organic mean concentrations in settleable particulate matter represented 52 and 48 %, respectively.

pH which is considered a key factor in inorganic phosphorus fractionation in stabilization ponds was observed to be within a nearly neutral range (7-8), what favoured the fraction P-Fe-Al to predominate over all other fractions of inorganic phosphorus. Although pH was not high enough to cause P-Ca to predominate concentrations of this fraction were not negligible representing about 30% of inorganic phosphorus.

The application of one-way Analysis of Variance to sedimentation rate data demonstrated significant differences between inlet and outlet channels rather than between surface and bottom layers. Also, sedimentation rates were observed to be higher in outlet rather than in inlet channel, particularly during light hours, being this attributed to a much higher concentration of suspended solids due to both algae and cyanobacteria as well as to the resuspension of a lighter sludge from the bottom of this channel.

## INTRODUÇÃO

O crescimento explosivo da população mundial conduz à demanda de maiores quantidades de água e alimento, o que implica no aumento do consumo de água na agricultura e no abastecimento doméstico, gerando um aumento na quantidade de água residuária produzida, a qual é lançada, na maioria dos casos, sem tratamento, em corpos receptores diminuindo assim a quantidade de água disponível para o consumo humano.

Cerca de 95 % de toda água residuária produzida no mundo é lançada em ecossistemas aquáticos, sem qualquer tratamento prévio (da Silva, 1998), acarretando sérios problemas, pois muitos corpos d'água (rios, lagoas, etc.) que são usados para suprir o consumo humano de água, ao receberem essas águas residuárias, se tornam poluídos. Este valor ressalta a necessidade urgente de serem buscadas tecnologias que possam minimizar o impacto ambiental provocado pelo despejo de águas residuárias nos corpos d'água, bem como viabilizar recursos adicionais de água. Uma alternativa viável é o tratamento de águas residuárias para a posterior utilização, já que após o tratamento elas podem ser empregadas em atividades como agricultura, desde que satisfaçam aos padrões estabelecidos pela legislação.

O uso da água residuária na agricultura irrigada torna-se, cada vez mais, uma questão imperiosa pois, além de diminuir o consumo de água de boa qualidade para este fim, também elimina uma fonte potencial de contaminação de águas subterrâneas e superficiais, minimizando o impacto ambiental e controlando as doenças de veiculação hídrica. Outro fato que deve ser levado em consideração é o alto conteúdo de nutrientes na água residuária doméstica (N, P e K) que podem ser usados em substituição aos fertilizantes químicos, aumentando a produção das culturas irrigadas, com retorno

econômico, pois as águas residuárias tratadas fornecem aproximadamente 2/3 dos nutrientes que as plantas necessitam (Ayers e Westcot, 1991).

Dentre os principais nutrientes presentes em águas residuárias domésticas, destaca-se o fósforo, cuja importância associa-se principalmente aos seguintes aspectos: é um nutriente essencial para o crescimento e reprodução dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e para a vida de plantas, bem como para o crescimento da biota aquática, e que ao ser lançado em corpos aquáticos, em concentrações elevadas, pode causar a superfertilização dos mesmos, desencadeando o processo de eutrofização.

Portanto, as conseqüências da presença de fósforo em águas residuárias 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.

A presença de fósforo é considerada um fator positivo tanto para os efluentes destinados à fertilização do solo ou à aquicultura quanto em estações de tratamento de águas residuárias, já que nessas, os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica necessitam de fósforo para o seu crescimento e reprodução. Entretanto, quando a água residuária ou o efluente de uma estação de tratamento estão destinados à recarga de aquíferos, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas que serão utilizadas para abastecimento, ou quando estão sendo lançados em corpos d'água receptores, sujeitando-os, portanto, à eutrofização, a sua remoção é considerada necessária (de Oliveira, 1990).

A pesquisa sobre remoção de fósforo em corpos aquáticos, particularmente no âmbito do tratamento de águas residuárias tem demonstrado que a eficiência de remoção de fósforo total, numa coleção de água, depende da quantidade que sai da coluna d'água e vai para o sedimento via precipitação e sedimentação, comparado com a quantidade

que retorna via mineralização e ressolubilização. Dessa forma, o sedimento atua ora como fonte ora como depósito de fósforo. Sendo assim, o sedimento se apresenta como um componente que interfere de forma direta na remoção de fósforo em estações de tratamento de águas residuárias sendo, portanto, importante o levantamento da concentração de fósforo em várias frações de sedimento, bem como o estudo das transformações a que o mesmo está sujeito, determinando as suas formas predominantes e os elementos aos quais está ligado.

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

A Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), pesquisa, desde 1977, um complexo experimental de lagoas de estabilização, em escala-piloto, visando fazer um estudo detalhado do desempenho das mesmas particularmente com relação à remoção de matéria orgânica e coliformes fecais, desempenho do projeto físico, faixas de cargas orgânicas e comportamento e remoção de nutrientes.

## **OBJETIVO GERAL**

Este trabalho teve por objetivo estudar a variação cíclica diária de fósforo em suspensão numa lagoa de estabilização facultativa primária, profunda, em escala-piloto, com duas chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem, tratando esgoto doméstico, determinando as formas predominantes de fósforo, os elementos aos quais está ligado e os mecanismos de remoção, particularmente nas frações envolvidas na sedimentação nos níveis 50 e 200 cm demarcados ao longo da profundidade da lagoa, nos canais de entrada e saída.

## REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 1.1 - Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são grandes reservatórios, de relativamente pequena profundidade, nos quais águas residuárias brutas ou efluentes de outros reatores são tratados mediante processos biológicos, que se desenvolvem espontaneamente, pela ação de bactérias e algas.

As vantagens apresentadas pelas lagoas de estabilização referem-se, principalmente, segundo Arthur (1983), Mara e Pearson (1986) e de Oliveira (1990), a:

- simplicidade de construção, operação e manutenção sendo, também, considerado o método de tratamento de águas residuárias mais barato. Além disso, no processo de tratamento de águas residuárias, as lagoas de estabilização utilizam a radiação solar e reações químicas como fonte de energia no processo, não necessitando de energia elétrica para o seu funcionamento;
- alta eficiência de remoção de matéria orgânica ( $DBO_5$ ), organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) e nutrientes (nitrogênio e fósforo), possibilitando o reuso de seus efluentes;
- apresentam capacidade de resistência a cargas orgânicas e/ou hidráulicas de choque, como também altas concentrações de metais.

As principais desvantagens apresentadas pelas lagoas de estabilização são:

- necessidade de longos períodos de detenção hidráulica para a estabilização da matéria orgânica (em virtude da mesma ser realizada através de processos naturais), implicando na necessidade de grandes áreas para sua implantação (Arthur, 1983; Silva *et al.*, 1987);

- presença de grandes concentrações de sólidos suspensos no efluente devido à biomassa de algas que se forma nas lagoas facultativas e de maturação. Este fato é decorrente da quantidade de nutrientes presentes nas lagoas após a mineralização da matéria orgânica (Ellis, 1983). No entanto, os sólidos suspensos presentes no efluente das lagoas de estabilização são qualitativamente diferentes dos que se encontram no esgoto bruto (Gloyne e Tschiler, 1981).

De fato, atualmente, concentrações elevadas de sólidos suspensos (até 150 mg/L) têm sido admitidas para o lançamento de efluentes de lagoas de estabilização em corpos receptores pela Comunidade Européia (Conselho das Comunidades Européias, 1991 *apud* Mara *et al.*, 1986) desde que a DBO<sub>5</sub> filtrada não ultrapasse 25 mg/L. Esse limite de concentração distintamente citado para lagoas de estabilização foi, certamente, resultante de todo um processo de discussão, ao longo da década de oitenta, centrado nos pontos levantados por Gloyne e Tschiler (1981) e previamente reconhecidos por agências importantes de controle ambiental, como a EPA (Environmental Protection Agency) nos EUA. Essa recomendação do Conselho das Comunidades Européias para o tratamento de águas residuárias deve representar uma tendência de mudança em padrões de lançamento de efluentes na Europa e influenciar mudanças no resto do mundo.

Faz-se necessário, no entanto, registrar que o adequado projeto de lagoas em série é um importante método de controle de concentrações de sólidos suspensos (SS). A experiência da EXTRABES, na operação de séries de lagoas em escala-piloto, ao longo de 25 anos, não registra concentrações médias de SS muito superiores a 50 mg/L.



### **1.1.1 – Mecanismos de tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização**

Nas lagoas de estabilização existem diferentes mecanismos de tratamento de águas residuárias. De acordo de Oliveira (1990), os principais mecanismos de tratamento envolvem:

- a) o efeito reservatório, o qual expressa a capacidade de diluição da lagoa e a torna apta a absorver cargas orgânicas e/ou hidráulicas de choque;
- b) sedimentação primária, a qual é responsável pela remoção de sólidos suspensos sedimentáveis para a camada bentônica, particularmente em lagoas recebendo água residuária bruta (lagoas anaeróbias e facultativas primárias);
- c) processos bioquímicos: processos de biossíntese (fotossíntese e quimiossíntese) e de biodegradação de compostos orgânicos (respiração aeróbia, respiração anaeróbia e fermentação).

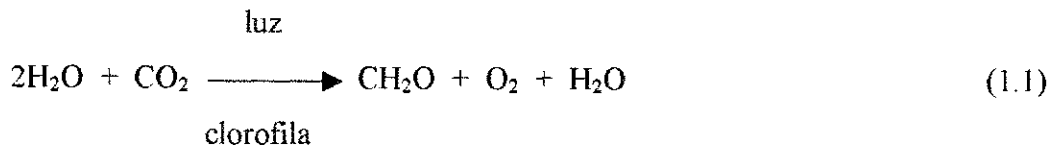
#### **c.1) Processos de biossíntese**

##### **c.1.1) Fotossíntese**

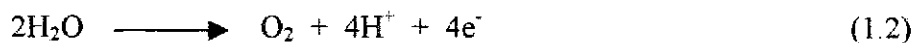
A fotossíntese é um mecanismo biológico pelo qual plantas, algas e determinadas bactérias utilizam luz solar como fonte de energia e transformam-na em energia química que é incorporada à massa celular.

Em lagoas de estabilização o oxigênio requerido para a oxidação aeróbia da matéria orgânica é provido, principalmente, por algas e cianobactérias (algas verde-azuladas) através da fotossíntese oxigênica. Neste processo a água atua como doador de

elétrons e o oxigênio é produzido durante a fotossíntese de material celular de acordo com a equação 1.1 (de Oliveira, 1990).



A fotossíntese oxigênica envolve dois centros de reações, o fotossistema I onde as moléculas de clorofila estão ligadas a proteínas específicas e situadas em locais que permitem uma captação eficiente de energia luminosa (de Oliveira, 1990) e o fotossistema II que faz a fotólise da água, descrita na equação 1.2.

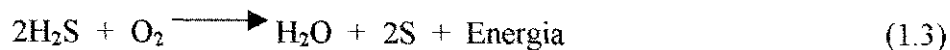


Na reação de fotólise da água, a descarga de fótons que incide sobre a molécula de clorofila provoca uma pequena ionização da água, decompondo moléculas de água, em íons  $\text{H}^+$  e íons  $\text{OH}^-$ . Os íons  $\text{H}^+$  são doados a molécula de NADP (nicotinamida-adenina-dinucleotídeo fosforada) e os íons  $\text{OH}^-$  se rearranjam e originam duas moléculas de  $\text{H}_2\text{O}$  e uma de  $\text{O}_2$ .

As condições necessárias para que ocorra a fotossíntese oxigênica são: presença de pigmentos para capturar a luz (clorofilas, ficobilinas e carotenos), dióxido de carbono, água, luz e nutrientes.

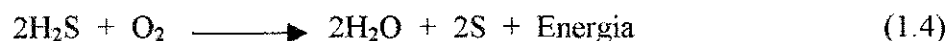
Alguns grupos de bactérias (bactérias verdes e púrpuras do enxofre) realizam a fotossíntese anoxigênica, que é um importante mecanismo para a oxidação de formas reduzidas de enxofre, diferindo da fotossíntese oxigênica porque somente o fotossistema I é envolvido, não havendo portanto, produção de oxigênio. Neste processo, o hidrogênio molecular e os compostos reduzidos de enxofre ou compostos orgânicos são

utilizados como doadores de elétrons, conforme descrito na equação 1.3. Os pigmentos envolvidos na captura da luz são as bacterioclorofilas (a, b, c, d, e) e carotenóides.



### c.1.2) Quimiossíntese

Muitas bactérias levam a efeito a síntese dos seus compostos orgânicos por meio de um mecanismo químico chamado quimiossíntese bem parecido com a fotossíntese, mas no qual a energia utilizada não é proveniente da luz e sim de reações de oxidação que essas próprias bactérias realizam. É o caso das sulfobactérias que oxidam o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), usando oxigênio molecular como acceptor de elétrons, formando água e enxofre livre, numa reação que desprende energia, apresentada na equação 1.4.



A energia liberada na reação anterior é, então, utilizada por essas bactérias para a realização de uma nova reação, na qual o  $\text{CO}_2$  obtido do ambiente deve se combinar com a água para formar a glicose, como mostra a equação 1.5.



As bactérias quimiossintetizantes compreendem três variedades: as sulfobactérias, encontradas nas fontes termais ou de águas minerais sulfurosas; as ferrobactérias, que oxidam os sais ferrosos a hidróxido férrico e as nitrobactérias, que abrangem bactérias do gênero *Nitrosomonas*, que oxidam os sais de amônio a nitritos e as do gênero *Nitrobacter*, que oxidam os nitritos a nitratos, ambas com liberação de energia. As nitrobactérias são bastante encontradas em reatores de tratamento aeróbio de

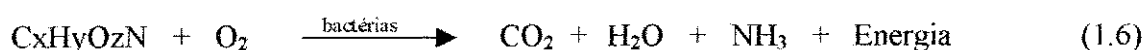
esgoto, particularmente aquelas com a utilização de substrato sólido; lagoas de estabilização não são considerados ecossistemas propícios ao seu desenvolvimento.

## c.2) Processos de biodegradação de compostos orgânicos

### c.2.1) Oxidação aeróbia da matéria orgânica

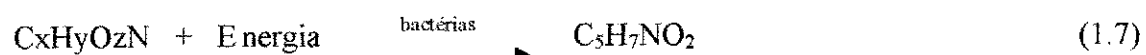
A oxidação aeróbia da matéria orgânica é realizada por bactérias aeróbias e/ou facultativas que metabolizam a matéria orgânica produzindo novas células e produtos finais tais como dióxido de carbono, água, fosfato e amônia (de Oliveira, 1990). De acordo com van Haandel e Lettinga (1994), o processo no qual parte do material orgânico metabolizado é transformado quimicamente em produtos finais estáveis, acompanhado pela liberação de energia, como mostra a equação 1.6, é chamado de catabolismo ou dissimilação e o processo de assimilação ou síntese de nova massa celular, representado na equação 1.7, que ocorre simultaneamente ao catabolismo, é chamado de anabolismo. Dependendo do tipo de microorganismo, a fonte material para a síntese de nova massa celular pode ser material orgânico (neste caso o microorganismo é chamado heterótrofo) ou dióxido de carbono (microorganismo autótrofo). A Figura 1.1 representa esquematicamente o metabolismo de material orgânico por heterótrofos em um ambiente aeróbio.

#### Catabolismo



matéria orgânica

#### Anabolismo



matéria orgânica

células bacterianas

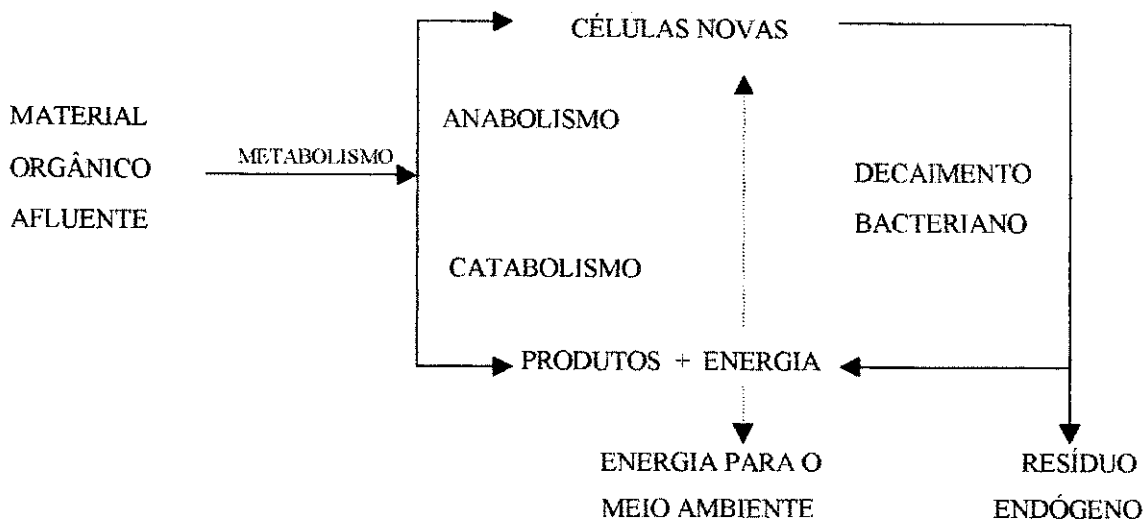


Figura 1.1- Representação esquemática dos processos metabólicos num ambiente aeróbio.

Fonte: van Haandel e Lettinga (1994).

Os processos de catabolismo e anabolismo são interdependentes: sem anabolismo a manutenção da vida dos microorganismos e, conseqüentemente, o próprio metabolismo desses seria impossível. Por outro lado anabolismo é um processo que requer energia e o microorganismo a obtém através de oxidação catabólica. Portanto anabolismo é necessário para o catabolismo e vice-versa.

Outro aspecto importante mostrado na Figura 1.1 é o fato de parte do material celular conter material biodegradável e poder ser oxidado, pelo menos parcialmente, para produtos inorgânicos e, parte ser não biodegradável. A fração não biodegradável é chamada de resíduo endógeno. A oxidação do material celular é chamada de respiração endógena para distinguí-la da oxidação de material orgânico extracelular que é denominada de respiração exógena (van Haandel e Lettinga, 1994).

## c.2.2) Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica que ocorre na ausência de oxigênio molecular e combina mecanismos de respiração anaeróbia e fermentação, simultaneamente (de Oliveira, 1990), exercidos por bactérias anaeróbias e facultativas. No referido processo, a matéria orgânica é convertida em produtos orgânicos mais estáveis, como o metano e inorgânicos como o gás carbônico e água (H<sub>2</sub>O). Segundo van Haandel e Lettinga, (1994), este processo se desenvolve em quatro etapas: (1) hidrólise\*, (2) acidogênese\*\*, (3) acetogênese\*\*\* e metanogênese\*\*\*\* (4), podendo as etapas 1, 2 e 3 serem resumidas no que se convencionou chamar de fermentação ácida, correspondendo a etapa 4 à fermentação metanogênica. Estas duas etapas são descritas a seguir:

- **Fermentação Ácida**

Neste processo as bactérias anaeróbio-facultativas, logo após a hidrólise do material orgânico presente no esgoto, convertem os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e gorduras) em moléculas orgânicas mais simples (ácidos orgânicos tais como o acético, propiônico e o butírico). Essa etapa também é conhecida

---

\* é a etapa em que a matéria orgânica particulada (proteínas, carboidratos e lipídios) é convertida, através da ação de exo-enzimas, em compostos dissolvidos de menor peso molecular. As proteínas são convertidas em aminoácidos, os carboidratos em açúcares solúveis e os lipídios em ácidos graxos de cadeia longa e glicerol.

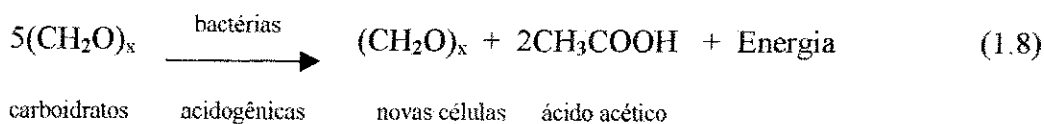
\*\* nesta etapa ocorre a assimilação dos compostos dissolvidos na hidrólise pelas células de bactérias fermentativas que excretam substâncias orgânicas simples, como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio.

\*\*\* os produtos excretados na acidogênese são convertidos em acetato.

\*\*\*\* é o processo de produção do metano.

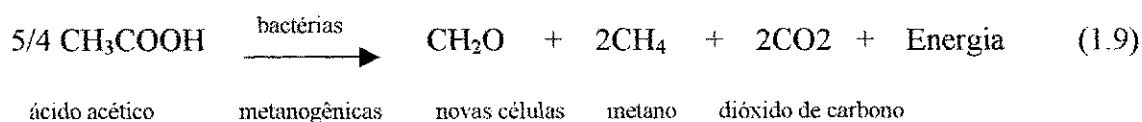
---

como putrefação em função da formação de produtos finais de odores desagradáveis. A equação 1.8 representa a conversão de carboidratos, por bactérias facultativas, com produção de novas células e de ácido acético.



• **Fermentação Metanogênica:**

Nesta etapa os produtos da fermentação ácida, principalmente o ácido acético, constituem o substrato necessário para a ação das bactérias metanogênicas, que convertem este material para metano e dióxido de carbono. A equação 1.9 exemplifica a produção de metano e dióxido de carbono pelas bactérias metanogênicas a partir do ácido acético produzido na primeira fase:



O metano é produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução de ácido acético (equação 1.10) ou pelas bactérias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono (equação 1.11).

metanogênese acetotrófica:



metanogênese hidrogenotrófica:





As bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a taxa de transformação do material orgânico complexo presente no esgoto.

A estabilidade do processo de digestão anaeróbia depende das duas fases biológicas. A primeira fase, ácida, tende a ocorrer mais eficientemente em pH por volta de 5 enquanto que a fase seguinte tende a exigir pH mais elevado, numa faixa de 6,4 a 7,2. Além de extremamente sensíveis ao abaixamento de pH, as bactérias formadoras de metano possuem crescimento lento, o que confere à fase metanogênica o caráter de fator limitante do processo de tratamento anaeróbio de resíduo orgânico, uma vez que as bactérias acidogênicas crescem mais rápido que estas promovendo rebaixamento do pH da massa líquida em função da produção de ácidos orgânicos essenciais às bactérias metanogênicas. Por outro lado, a formação de amônia resultante da degradação dos aminoácidos tem o poder de neutralizar parte dos ácidos remanescentes.

### **1.1.2 – Classificação de lagoas de estabilização**

As lagoas de estabilização são classificadas, comumente, em:

- ◆ lagoas anaeróbias;
- ◆ lagoas facultativas;
- ◆ lagoas de maturação.

Essa classificação é baseada em características bem particulares assumidas pela lagoa de estabilização as quais são dependentes da faixa de cargas orgânicas administradas às lagoas e que, por sua vez, determina a predominância de oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia (de Oliveira, 1990), devendo ser lembrado que

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

- **Lagoas Anaeróbias**

As lagoas anaeróbias são projetadas para realizarem o tratamento primário de águas residuárias com elevadas cargas orgânicas, da ordem de 100 - 400 g DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup>.d e com elevado teor de sólidos suspensos. De acordo com Mara e Pearson (1986), valores de DBO<sub>5</sub> e sólidos em suspensão maiores que 300 mg/L representam concentrações adequadas à obtenção de melhores resultados com a utilização de tais lagoas. Cargas orgânicas menores que 100 g DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup>.d devem ser evitadas por tenderem a não garantir as condições anaeróbias, enquanto que cargas orgânicas maiores que 400 g DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup>.d tendem a provocar odor pela produção de gás sulfídrico durante a digestão anaeróbia. Neste tipo de lagoa, a matéria orgânica é removida pelos mecanismos de sedimentação e digestão anaeróbia.

As vantagens apresentadas pelas lagoas anaeróbias referem-se principalmente à economia de terreno, quando incluída numa série de lagoas de estabilização, e a grande remoção de matéria orgânica biodegradável, pelos mecanismos de sedimentação e digestão anaeróbia (Santos, 1995). Apresentam como principal desvantagem a produção de maus odores.

- **Lagoas Facultativas**

As lagoas facultativas são a variante mais simples e mais usada do processo de lagoas e podem receber águas residuárias brutas (lagoas facultativas primárias) ou efluentes provenientes de outras unidades de tratamento (lagoas facultativas

secundárias), como lagoas anaeróbias, tanques sépticos ou outro tratamento primário convencional.

Nas lagoas facultativas, em função dos processos de reação metabólica das bactérias, são observados processos aeróbios e anaeróbios de depuração. Os processos aeróbios predominam mais na camada superficial, cuja profundidade varia de 30 a 50 cm (Pearson, 1987), onde o oxigênio é suprido tanto pela aeração superficial, como, principalmente, pela atividade fotossintética do fitoplâncton. Já os processos anaeróbios, predominam na camada que se situa na parte inferior da lagoa, onde a matéria orgânica é degradada via digestão anaeróbia.

Assim como nas lagoas anaeróbias, seu principal objetivo é a remoção da matéria orgânica. Em lagoas facultativas primárias a remoção da DBO ocorre por sedimentação primária e atividade bioquímica, enquanto que nas lagoas facultativas secundárias o papel da sedimentação tende a ser mínimo. As lagoas facultativas têm profundidades que variam de 1,5 a 3,0 m, de acordo com von Sperling (1996), mas são comumente de 1,5 m (de Oliveira, 1990).

As lagoas facultativas apresentam as seguintes vantagens: alta eficiência na remoção de matéria orgânica e de organismos patogênicos; construção, operação e manutenção simples; reduzidos custos de implantação e operação; ausência de equipamentos eletromecânicos; requisitos energéticos praticamente nulos; capacidade de resistência a variações de cargas orgânicas e hidráulicas de choque e remoção de lodo necessária após períodos superiores a 20 anos.

As desvantagem apresentadas pelas lagoas facultativas são: necessidade de longos períodos de detenção hidráulica, implicando na necessidade de grandes áreas para sua implantação; dificuldade em satisfazer padrões de lançamento bem restritivos; possível necessidade de remoção de algas do efluente para o cumprimento de padrões

rigorosos e desempenho variável com as condições climáticas, especificamente temperatura e insolação.

Durante a degradação da matéria orgânica, as bactérias liberam macro e micro nutrientes e gás carbônico, os quais são utilizados pelas algas, juntamente com a energia da luz solar, durante a fotossíntese, gerando novas células e liberando oxigênio para a massa líquida. O oxigênio, por sua vez, é assimilado pelas bactérias aeróbias e facultativas para a degradação de mais matéria orgânica e formação de novas células, caracterizando, desta forma, uma relação simbiótica (mutualismo), entre algas e bactérias, ilustrada na Figura 1.2. Esta relação ocorre apenas dentro da camada que se estende da superfície até a profundidade onde a luz pode penetrar (zona fótica).

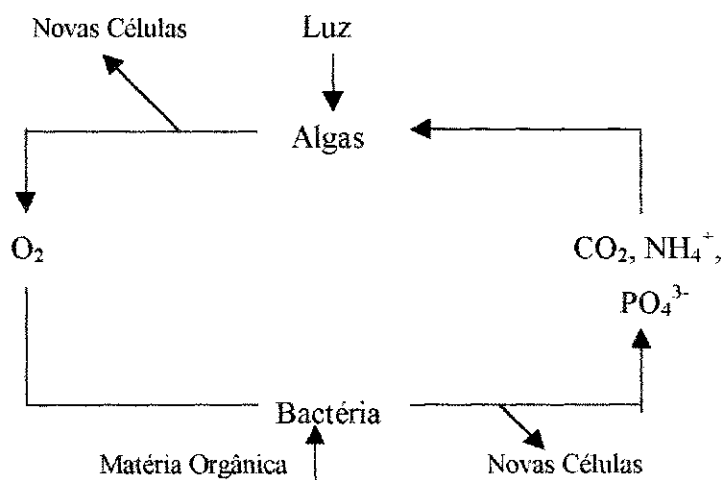


Figura 1.2 – Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas facultativas

Fonte: Mara (1976).

As lagoas facultativas, comumente, adquirem uma cor verde escura devido à alta concentração de algas, cerca de  $10^4$  a  $10^6$  organismos/ml (Arceivala, 1981) com predominância de gêneros flagelados, particularmente, *Euglena* e *Chlamydomonas* e não flagelados como *Chorella*. De fato, em trabalhos realizados na EXTRABES, com

lagoas facultativas primárias profundas (2,3 m) foram observadas concentrações de algas que variaram entre 5,1 e 13,5 x 10<sup>4</sup> organismos/ml (de Oliveira, 1990). Os organismos observados foram, de um modo geral, os mesmos citados por Arceivala (1981). Além desses gêneros encontram-se também cianobactérias, principalmente *Oscillatoria*, *Phormidium* e *Anacystis*. Proliferam em condições desfavoráveis, como pH baixo e poucos nutrientes, desde que haja CO<sub>2</sub>, água, minerais e luz (von Sperling, 1996). König (1984) e de Oliveira (1990) observaram que o número de gêneros tende a aumentar com a diminuição da carga orgânica.

A atividade fotossintética das algas e cianobactérias varia com a intensidade luminosa. Sua variação no ciclo diário provoca mudanças na profundidade da camada aeróbia e na concentração de oxigênio dissolvido ao longo da coluna líquida, podendo causar desde elevadas concentrações de oxigênio dissolvido durante o dia, até condições anaeróbias, à noite, deixando de produzir oxigênio e passando a exercer demanda juntamente com a população bacteriana. Somente uma camada bastante superficial pode manter-se aeróbia. O pH também varia ao longo da profundidade e ao longo do dia, aumentando com a atividade fotossintética, podendo atingir valores em torno de 10 (von Sperling, 1996). Na fotossíntese, as algas consomem dióxido de carbono da massa líquida mais rapidamente do que a comunidade microbiana o produz. Como consequência, os ions bicarbonato presentes se dissociam produzindo dióxido de carbono e o íon hidroxila, que é alcalino, elevando assim, o pH, como mostra a equação 1.12.



Nas condições de pH elevado pode ocorrer conversão do ion amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) para amônia livre (NH<sub>3</sub>), a qual é tóxica, mas tende a escapar para a atmosfera;

precipitação de fosfatos e conversão de sulfetos ( $H_2S$ ), causador de mau cheiro, a bio-sulfeto ( $HS^-$ ) inodoro.

Devido à intensa radiação solar, durante as horas iluminadas do dia, ocorre o fenômeno de estratificação térmica na coluna líquida da lagoa. Durante o dia, as camadas superiores estão mais quentes devido à radiação solar, desenvolvendo-se uma diferença de temperatura entre a superfície e o fundo da lagoa, o que caracteriza o estado de estratificação térmica. Com o aquecimento da camada superior da lagoa, esta se torna menos densa que a camada inferior, dificultando a mistura da massa líquida.

Nos dias ensolarados e ausência de ventos, os efeitos da estratificação térmica podem se tornar mais acentuados por influência das algas. Como a excessiva intensidade de luz e a alta temperatura podem provocar efeito nocivo, as algas flageladas, se afastam da camada superficial, acima da termoclina, de elevada temperatura (acima de  $35^\circ C$ ), formando uma densa camada situada a cerca de 30 a 50 cm abaixo da superfície, dificultando a penetração da luz para as camadas mais inferiores. As algas não flageladas sedimentam, atingindo a zona escura da lagoa, deixando de produzir oxigênio, implicando, ao contrário, no consumo do mesmo. A estratificação térmica diminui a eficiência da lagoa pois permite o aparecimento de zonas estagnadas e uma má distribuição de algas, oxigênio dissolvido e matéria orgânica (Mara, 1976).

Durante a noite, a camada superficial perde calor mais rapidamente que a camada do fundo, tornando-se mais densa e afundando, provocando uma mistura da massa líquida por convecção. A mistura minimiza o surgimento de curtos-circuitos hidráulicos, a formação de zonas mortas, possibilitando uma melhor distribuição vertical de DBO, bactérias, algas e oxigênio, melhorando, assim, o grau de tratamento da matéria orgânica. É através da mistura que as algas não flageladas, eventualmente

confinadas nas camadas mais profundas, são transportadas para as camadas superficiais, bem como o oxigênio produzido nestas últimas, pode atingir as camadas inferiores da lagoa. A desejável mistura durante o dia pode ser induzida pela ação dos ventos, sendo influenciada pela profundidade da lagoa.

- **Lagoas de Maturação**

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

O principal objetivo das lagoas de maturação é a redução de organismos patogênicos para níveis que possam ser aceitáveis pelos padrões de lançamentos vigentes (Lumbers, 1979; Parker, 1979; Pearson, 1987). De acordo com Silva e Mara (1979), quando se faz um adequado projeto e um dimensionamento criterioso, a eliminação de organismos patogênicos poderá atingir valores da ordem de 99,999 %.

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

- insolação;

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

As lagoas de maturação são também indicadas para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) pois, em tais lagoas, o pH se eleva para valores na faixa de 8 a 9, e até superiores, devido à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação, o que resulta no consumo líquido de  $\text{CO}_2$ , podendo, assim, haver uma remoção parcial de nutrientes: as espécies de nitrogênio amoniacal estão predominantemente na forma não dissociada  $\text{NH}_3$  que, por ser um composto volátil, pode ser removido através do desprendimento da massa líquida (volatilização de amônia). O fósforo, nessas condições, é precipitado como hidroxapatita,  $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$  ou estruvita,  $\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4$ .

## 1.2 – Fósforo

O fósforo é um elemento essencial para a vida na crosta terrestre, uma vez que ele é integrante das moléculas de DNA e RNA responsáveis pela transmissão das características genéticas, além de serem os compostos de fósforo os principais manipuladores de energia nas células vivas. Os ácidos nucleicos DNA e RNA são constituídos por cadeias de poliésteres de fosfatos e açúcares com certas bases orgânicas (adenina, citosina, timina e guanina), sendo o fósforo na forma de adenosina-trifosfato (ATP) e de adenosina-difosfato (ADP) de vital importância para a produção de energia da célula.

O fósforo é encontrado no solo, na água, nos animais, nas plantas, nos microrganismos e em numerosos compostos minerais e orgânicos. No seu ciclo na



natureza, ele sofre uma série de transformações através da ação de microrganismos, que podem ser resumidas, segundo Tanaka (2000), em:

#### **- Solubilização do fósforo inorgânico**

O fósforo inorgânico é encontrado na forma de fosfatos insolúveis, tais como o  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ , apatita, ou compostos semelhantes que funcionam como fontes deste elemento, não aproveitáveis pelas plantas. Espécies de *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Penicillium*, *Aspergillus*, *Soletorium* e outras são capazes de solubilizar os referidos compostos, sendo a produção de ácidos pelos microrganismos a mais importante causa da solubilização. Assim, no caso do  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ , o mesmo é convertido em fosfatos monobásicos disponíveis aos vegetais.

#### **- Mineralização do fósforo**

A principal fonte de fósforo orgânico é representada pelos restos vegetais em decomposição, que contêm de 0,05 a 0,5 % deste elemento. Na planta é encontrado em co-enzimas e substâncias relacionadas. Pode também estar presente nos vacúolos, na forma de ortofosfatos inorgânicos. O fato da existência de fósforo orgânico no solo em grande quantidade e que não pode ser utilizado, engrandece o papel dos microrganismos na transformação do fósforo orgânico em formas inorgânicas (fosfatos). Por sua ação, as bactérias, fungos e actinomicetos tornam o fósforo da matéria orgânica do solo disponível às plantas.

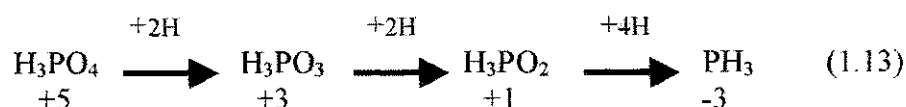
#### **- Imobilização do fósforo**

O fósforo é utilizado pelos vegetais superiores e microrganismos na forma de fosfatos solúveis. Em contraste com o nitrogênio e enxofre, em que os íons assimilados  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  são reduzidos aos grupos funcionais  $\text{NH}_2$  e  $\text{SH}$ , respectivamente, a planta

não reduz o fosfato; este íon entra nos compostos orgânicos sem sofrer alterações. A assimilação do fósforo pelos microrganismos leva à acumulação de formas não utilizáveis e promove uma grande demanda no suprimento deste elemento no solo.

### - Oxidação e redução do fósforo

O fósforo, como o nitrogênio, pode existir em níveis de oxidação variando de -3 (fosfina) a +5 (ortofosfato). Em contraste com o nitrogênio, entretanto, pouca atenção tem sido dada às transformações inorgânicas do fósforo, mas há evidências de alterações no estado de oxidação deste elemento, catalisadas por microrganismos. Fungos e actinomicetos, utilizam fosfitos como única fonte de fósforo, oxidando-o a fosfatos orgânicos, dentro da célula. O processo inverso, isto é, a redução de fosfato também ocorre por ação dos microrganismos. O fosfato é reduzido a fosfito, hipofosfito e, possivelmente, a fosfina, segundo a equação 1.13:



Desta forma, culturas puras de *Clostridium butyricum* e *Escherichia coli* formam fosfito e hipofosfito a partir de ortofosfato. O processo parece análogo, bioquimicamente, à desnitrificação, verificando-se em condições de deficiência de oxigênio no meio.

#### 1.2.1 – Considerações gerais sobre a presença de fósforo em águas residuárias

O fósforo apresenta-se em águas residuárias domésticas principalmente sob a forma de fosfato, sendo classificado, segundo Sawyer *et al.* (1994), Metcalf e Eddy (1991) e APHA *et al.* (1992) como:

- ortofosfatos;
- polifosfatos;
- fósforo orgânico.

O fósforo orgânico pode ocorrer na forma solúvel, em partículas de detritos ou na biomassa aquática.

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

Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. As principais fontes de ortofosfatos na água são o solo, os detergentes, os fertilizantes, os despejos industriais e os esgotos domésticos (degradação da matéria orgânica). A forma em que os ortofosfatos se apresentam na água depende do pH do meio aquoso, como pode ser verificado na Tabela 1.2. Tais formas incluem  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ .

Geralmente as águas superficiais apresentam pH na faixa que se situa entre 5 e 8. Dessa maneira, de acordo com a Tabela 1.2, evidencia-se que as espécies iônicas predominantes em corpos aquáticos são  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ .

Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifosfatos são transformados em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, mas, tal transformação é, usualmente, lenta.

O fósforo orgânico é normalmente de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. No tratamento de esgotos e nos corpos d' água receptores, o fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos.

**Tabela 1.1 – Formas de fósforo inorgânico em águas residuárias**

Composto	Fórmula
<b>ORTOFOSFATO</b>	
Trisódio fosfato	$\text{Na}_3\text{PO}_4$
Dissódio fosfato	$\text{Na}_2\text{HPO}_4$
Monossódio fosfato	$\text{NaH}_2\text{PO}_4$
Diamônio fosfato	$(\text{NH}_4)_2\text{PO}_4$
<b>POLIFOSFATO</b>	
Sódio hexametáfosfato	$\text{Na}_3(\text{PO}_3)_6$
Sódio tripolifosfato	$\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$
Tetrasódio pirofosfato	$\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$

Fonte: Sawyer *et al.* (1994)

**Tabela 1.2 – Porcentagem das espécies iônicas presentes em solução, em diferentes valores de pH.**

PH	% de cada espécie		
	$\text{H}_2\text{PO}_4^-$	$\text{HPO}_4^{2-}$	$\text{PO}_4^{3-}$
4	99	0,2	$7 \times 10^{-10}$
5	98	2	$7 \times 10^{-8}$
6	82	18	$6 \times 10^{-6}$
7	33	67	$2 \times 10^{-4}$
8	3	97	$2 \times 10^{-3}$
9	0,5	99	$4 \times 10^{-2}$

Fonte: Esteves (1998)

### 1.2.2 – Transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização

As transformações cíclicas que ocorrem com o fósforo em lagoas de estabilização são típicos de ecossistemas aquáticos hipereutróficos e envolvem processos físico-químicos e biológicos.

Os processos físico-químicos envolvem os mecanismos de sedimentação do fósforo orgânico particulado e de precipitação química dos compostos de fósforo inorgânico, os quais, sedimentam para a camada bentônica da lagoa, contribuindo para a remoção de fósforo na coluna d'água. No entanto, sob certos valores de pH, potencial redox e temperatura, o fósforo pode ser liberado do sedimento para a coluna d'água.

O processo biológico envolve o mecanismo de assimilação biológica do fósforo pela comunidade microbiana. Neste processo, o fósforo é assimilado, principalmente, na forma de fosfato e é liberado também como fosfato tanto pela hidrólise enzimática dos compostos de fósforo orgânico excretados pelos microrganismos ou produzidos pela autólise, como pela mineralização da matéria orgânica morta (Araújo, 1999). O fosfato liberado pode estar disponível para assimilação na coluna d'água ou ser depositado no sedimento pela adsorção ou reações de precipitação.

As principais transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização, ilustradas na Figura 1.3, podem ser explicadas da seguinte maneira:

- os compostos particulados de fósforo orgânico, em associação com o material suspenso presente no afluente, sedimentam para o fundo da lagoa, onde são decompostos anaerobiamente por bactérias, liberando ortofosfatos, fosfatos condensados e fósforo orgânico, de menor peso molecular, para a massa líquida (de Oliveira, 1990);

- a fração de fósforo orgânico solúvel presente na coluna d'água é mineralizada pela atividade bacteriana, sendo convertida em ortofosfato;
- o ortofosfato é assimilado pelos microrganismos aquáticos que, ao morrerem, sedimentam para o fundo do reservatório onde são degradados anaerobiamente por bactérias, liberando ortofosfato para a coluna d'água.

Segundo Araújo (1999), em lagos profundos, a mineralização do plâncton morto pode acontecer na coluna d'água durante o processo de sedimentação. Este fenômeno também tem sido observado em lagos tropicais (Esteves, 1998);

- o ortofosfato também pode reagir com íons metálicos (Al e Fe), Ca e Mg presentes na coluna d'água, formando precipitados. A quantidade de precipitados depende das características da água, principalmente pH.

De acordo com Houngh e Gloyna (1984), precipitados de ortofosfato com íons de Fe são frequentemente observados em reatores anaeróbios e, provavelmente, retornam à coluna d'água via ressolubilização. Ortofosfato forma precipitado mais estável quando reage com Al, Mg ou Ca.

- o fósforo condensado presente na coluna d'água é gradualmente hidrolisado e convertido a ortofosfato (Sawyer *et al.*, 1994), e alguma fração deste pode ser assimilado pelos microrganismos, até mesmo muitas espécies de algas, como mencionado por Houngh e Gloyna (1984).
- alguns compostos de fósforo inorgânico presentes no sedimento são utilizados para a síntese celular de bactérias e alguns são liberados para dentro da coluna d'água.

O fósforo é liberado do sedimento principalmente devido à ressolubilização dos fosfatos precipitados, especialmente  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{FePO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  como mencionado por Houngh e Gloyna (1984).

A Figura 1.3 ilustra a importante função desempenhada pelo sedimento na reciclagem de fósforo em lagoas de estabilização pois, dependendo de sua tendência de reter ou liberar fósforo, os sedimentos podem atuar como um destino final ou como uma fonte de fósforo para a massa líquida. Geralmente, os sedimentos atuam como destino final mas, sob determinadas condições, a liberação de fósforo dos sedimentos é tão elevada que pode manter o processo de eutrofização, mesmo após cessado o lançamento de efluentes no corpo aquático.

#### 1.2.2.1 - Eutrofização

Eutrofização é um processo de enriquecimento natural ou artificial de ambientes aquáticos lânticos aquáticos com nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, provocando o crescimento exagerado de algas e plantas aquáticas. A eutrofização natural é um processo lento, ocorrendo como resultado da entrada de nutrientes carreados pela chuva, por exemplo. Já a eutrofização artificial ocorre rapidamente como resultado da descarga de águas residuárias domésticas e industriais e drenagem agrícola. Algumas das consequências da eutrofização incluem:

- o processo de desoxigenação da água, causado pela proliferação excessiva de algas; durante à noite, ocorre a respiração de toda a biota aquática (constituída principalmente por representantes do fitoplâncton e do zooplâncton), causando uma diminuição drástica dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), o que normalmente causa a morte de peixes;

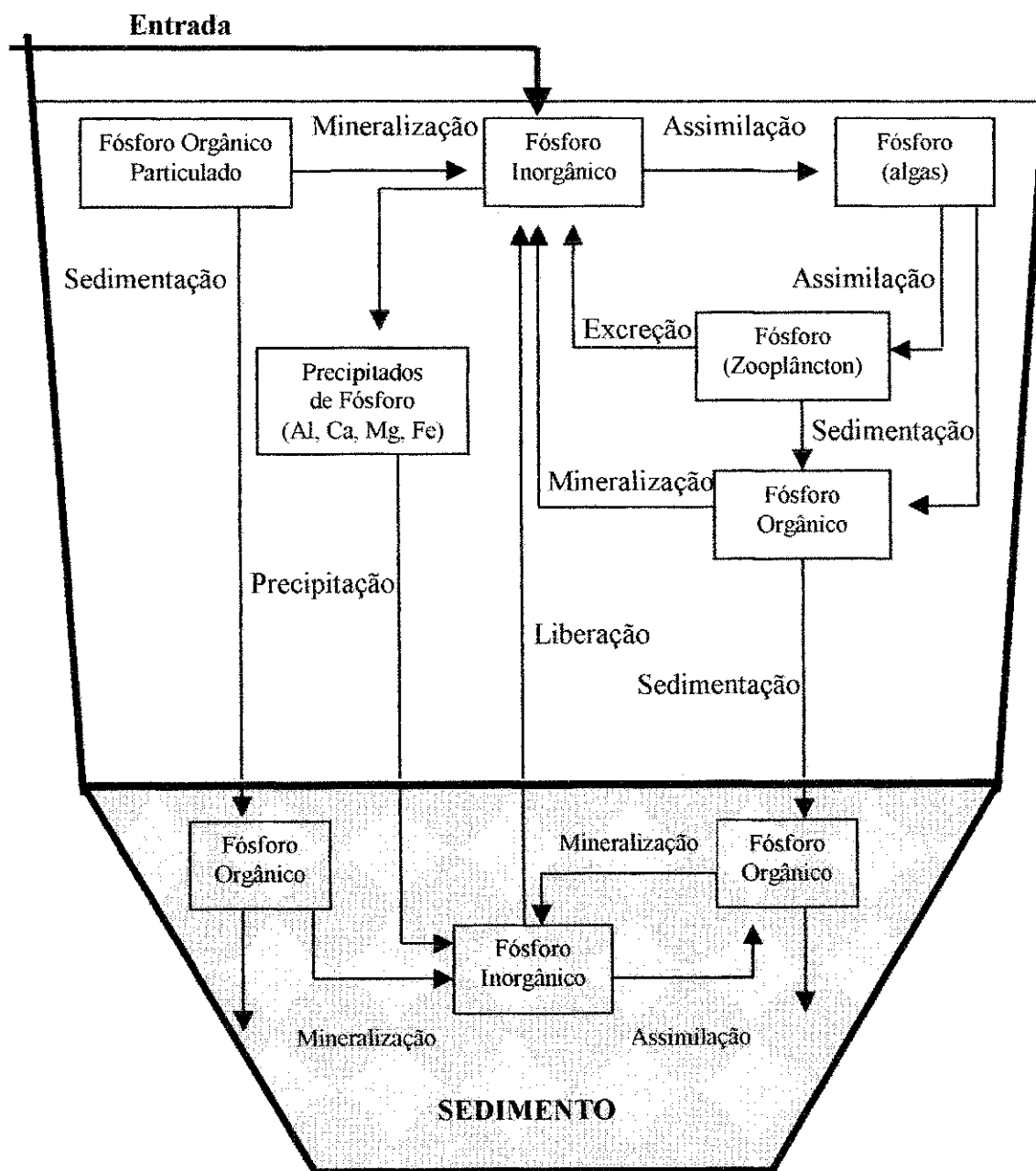


Figura 1.3 - Ciclo do fósforo em lagoas de estabilização

Fonte: Araújo (1999)



- o processo de desoxigenação da água, causado pela proliferação excessiva de algas; durante à noite, ocorre a respiração de toda a biota aquática (constituída principalmente por representantes do fitoplâncton e do zooplâncton), causando uma diminuição drástica dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), o que normalmente causa a morte de peixes;
- a produção de toxinas por algas cianofíceas, particularmente as dos gêneros *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Aphanizomenon* conferindo sabor e odor desagradáveis à água, aumentando, assim, os custos de operação para o tratamento da água destinada ao abastecimento público;
- a modificação das características físico-químicas e biológicas do ecossistema;
- a redução da possibilidade de utilização da água para fins recreativos, devido ao lodo formado, a infestação de insetos e os odores indesejáveis produzidos pela decomposição das algas.

As conseqüências da eutrofização levam a uma constante preocupação quanto ao manejo dos corpos aquáticos no sentido de evitar, reverter ou controlar esse fenômeno, através da administração do aporte de nutrientes. De acordo com da Silva (1992), as principais medidas para atingir esses objetivos são:

- a) limitação ou eliminação das fontes de nitrogênio e fósforo;
- b) remoção periódica das macrófitas aquáticas, diminuindo a produtividade primária e retirando do ecossistema a quantidade de nutrientes a elas incorporada;

c) 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.

A limitação ou eliminação das fontes de nitrogênio e fósforo é a medida que, dentre as demais, apresenta resultados finais mais satisfatórios e de menor custo para a sua realização. Esta medida se baseia na afirmativa de que quando a quantidade de um destes nutrientes é limitada, ocorre uma correspondente limitação na produção do fitoplâncton, diminuindo 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 (da Silva, 1992).

Para a relação N:P na ordem de 20:1, citada por Branco (1986), o nitrogênio deveria ser considerado o nutriente limitante da produtividade primária em sistemas aquáticos. No entanto, apesar do referido nutriente ser requerido pela biomassa de algas em maior quantidade que o fósforo, as dificuldades no controle das suas fontes levam, geralmente, a adotar o fósforo como fator limitante. Enquanto o nitrogênio chega aos corpos aquáticos através do despejo de esgotos domésticos, pela drenagem do solo, pelas águas de chuva, que carregam compostos nitrogenados e pela queda de partículas provenientes da poluição atmosférica, além do fato das cianobactérias possuírem a capacidade de fixar o nitrogênio do ar, complicando ainda mais o controle da eutrofização pelo nitrogênio (Branco, 1986), o fósforo tem como principal fonte os esgotos domésticos. Um exemplo foi 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, tem origem nas águas residuárias domésticas (Esteves e Barbosa, 1986).

Em muitos corpos d'água tem sido estabelecido uma quantidade limite de fósforo que pode ser descarregada nos mesmos, particularmente em lagos e reservatórios. Dependendo do corpo d'água, o nível crítico de fósforo inorgânico tem sido estabelecido aproximadamente como 0,005 mg P/L (sob condições de verão) para evitar o crescimento exagerado de algas (Sawyer, 1994).

### 1.2.3 - Mecanismos de troca de fósforo entre a coluna d'água e o sedimento

O sedimento constitui um componente importante na avaliação da intensidade e formas de impactos a que os ecossistemas aquáticos estão submetidos, uma vez que realizam constantes trocas de nutrientes e outras substâncias poluentes ou não com a coluna d'água (Forstner, 1989 *apud* Tanaka, 2000).

O papel do sedimento como fonte ou depósito de fósforo tem sido discutido por diversos autores (Golterman *et al.*, 1990 *apud* Tanaka, 2000) que enfatizam a relação existente entre a composição dos sedimentos e o fosfato a ele ligado, de modo a prever o potencial deste compartimento em liberar este para a fase aquosa.

Lee *et al.* (1997) *apud* Araújo (1999) verificaram, em seus experimentos, que a liberação de fosfato no sedimento do lago Mendota (USA) sob condições anaeróbias foi maior que sob condições aeróbias. No entanto, eles também verificaram que, para longos tempos de detenção hidráulica, a liberação sob condições aeróbias foi significativa.

O fósforo existe em sedimentos tanto na forma orgânica como inorgânica, com formas incluindo ácidos nucleicos, nucleotídeos, fosfolípidos e uma variedade de

polifosfatos e esteres, como também fosfato ligado ao cálcio, fosfato adsorvido no lodo e fosfato dissolvido na água intersticial (pore water) (Araújo, 1999).

Basicamente, do ponto de vista analítico, as diversas formas de fósforo são extraídas dos sedimentos com a utilização de reagentes. Segundo Pedroza (2000), o fosfato de origem biológica forma fosfatos insolúveis especialmente quando associado ao ferro (Fe), alumínio (Al) e cálcio (Ca), podendo permanecer inalterável durante milênios.

De acordo com os estudos sobre a distribuição de fósforo em sedimentos do estuário do rio Vaza-Barris/SE (Gomes, 2000) as características químicas das frações de sedimentos são dominadas por ferro (2,21-21,93%), alumínio (0,36-2,44%), matéria orgânica (2,84 -13,26%) e relativamente pequena quantidade de cálcio (0,15-0,29%). No entanto, os coeficientes mostraram que houve uma boa correlação do P-Total com Fe, Al e Ca, e nenhuma correlação com matéria orgânica.

A liberação de fósforo no sedimento é afetada por uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos e pelas características do sedimento.

Interações entre processos microbiológicos e químicos podem, direta ou indiretamente, desempenhar uma importante função na transformação do fósforo entre a água e os sedimentos. Diretamente, os microrganismos liberam ou retêm fósforo através de reações metabólicas. Indiretamente, os microrganismos afetam o ambiente químico pela alteração, por exemplo, do potencial redox, pH e/ou outros fatores que influenciam no depósito ou liberação do fósforo.

Existem dois mecanismos de fundamental importância que explicam a retenção de fósforo pelo sedimento, bem como a liberação deste para a coluna d'água, que são respectivamente, sorção e difusão.

### 1.2.3.1 - Sorção

É um fenômeno simultâneo de adsorção e absorção. A adsorção envolve a fixação do composto solúvel na superfície do sedimento e a absorção envolve a fixação química dos compostos (quimiosorção). O processo de adsorção é reversível devido à variação na concentração do soluto enquanto o de quimiosorção é estável quando o pH e o potencial redox permanecem constantes (Bostrom *et al.*, 1982). A capacidade de sorção é dependente das características do sedimento tais como potencial redox, pH e a presença de Fe e Al.

O fosfato adsorvido aos óxidos hidratados de Fe e Al é a maior fração do P-Inorgânico na superfície do sedimento do estuário do rio Vaza-Barris/SE (66 %) seguido de P-Ca (23 %). Como o fosfato adsorvido aos óxidos hidratados de Fe e Al estão mais diretamente em contato com a fase aquosa, esta forma responde mais prontamente às variações físico-químicas do ambiente e é considerada a mais importante em relação a biodisponibilidade (Gomes, 2000).

Lijklema (1977) afirmou que a capacidade de sorção do ferro ou alumínio hidratado diminui com o aumento do pH, devido a competição dos ions  $\text{OH}^-$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ . No entanto, Stumm e Leckie (1971) concluíram que em sedimentos calcários, a diminuição do valor do pH causou a liberação do fosfato absorvido e adsorvido na calcita, enquanto Guanatilaka (1983) obteve uma grande retenção de fosfato em precipitados de  $\text{CaCO}_3$  para altos valores de pH.

Segundo Moore e Reddy (1994), a solubilidade do fosfato ligado ao ferro, alumínio e cálcio é dependente do pH. Para altos valores de pH o fosfato ligado ao cálcio (P- Ca) tem pequena solubilidade enquanto o fosfato ligado ou adsorvido ao ferro e alumínio (P-Fe-Al), está firmemente ligado para pH neutro, mas dissolvido em condições ácidas ou básicas (Stumm e Leckie, 1971). Boers and van Hese (1988) and

Jensen and Andersen (1992) mostraram que um aumento no pH causou um aumento na taxa de liberação de fosfato e que ao se usar NaOH para controlar o pH, o qual aumenta também a alcalinidade, ocorreu um aumento na dessorção (processo inverso da adsorção ou absorção) dos íons fosfato. No entanto, fazendo simultaneamente a adição de NaOH e remoção de CO<sub>2</sub> para aumentar o pH, verificou-se que a taxa de liberação aumentou com o aumento do pH, porém, foi bem menor quando não foi adicionada alcalinidade.

### **1.2.3.2 - Difusão**

É um importante mecanismo de transporte do fosfato de sedimentos para a coluna d'água. O fluxo de fosfato é principalmente afetado pelo gradiente de concentração entre a água intersticial e a da massa líquida e a turbulência da mistura (Araújo, 1999).

### **1.2.4 - Mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização**

De acordo com Mara e Pearson (1986), em lagoas de estabilização, a eficiência de remoção de fósforo total depende da quantidade que sai da coluna d'água e vai para o sedimento via precipitação e sedimentação, comparado com a quantidade que retorna via mineralização e ressolubilização.

Entretanto, lagoas de estabilização têm diferentes características operacionais e físicas, as quais podem resultar na predominância de diferentes mecanismos em todo o sistema. De um modo geral, os principais mecanismos envolvendo a remoção de fósforo em lagoas de estabilização são a sedimentação, a precipitação química e a assimilação biológica.

#### 1.2.4.1 - Sedimentação

Em lagoas de estabilização a sedimentação do fósforo ocorre juntamente com a sedimentação do material particulado presente na lagoa. De um modo geral, a taxa de sedimentação do fósforo depende da quantidade e diversidade de partículas dispersas na massa líquida da lagoa, podendo ser influenciada por fatores físicos, químicos e biológicos predominantes ao longo do ciclo diário. A influência da água residuária afluente, presumivelmente, manifesta-se mais na região de entrada do que na região de saída da lagoa. O pH pode ser citado como um importante fator de natureza química atuante na precipitação e conseqüente sedimentação de fósforo. O florescimento de algas e cianobactérias e a presença de organismos como microcrustáceos, pode, também, determinar mudanças nas taxas de sedimentação do fósforo incorporado ao seu tecido celular.

Sendo assim, lagoas de estabilização podem ter diferentes taxas de sedimentação em todo o seu ciclo operacional. Durante a fase de enchimento, esta pode ter uma taxa de sedimentação diferente do restante do ciclo, por exemplo. Houngh e Gloyna (1984) observaram que lagoas anaeróbias têm uma taxa de sedimentação maior do que lagoas facultativas e de maturação, devido à grande quantidade de material orgânico particulado de alto peso molecular. Similarmente, lagoas recebendo esgoto bruto ou efluente de lagoa anaeróbia têm uma taxa de sedimentação maior do que aquelas recebendo efluente secundário.

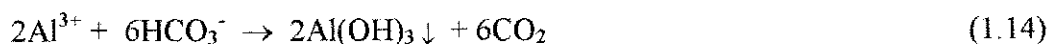
De acordo com Boers (1991) se houver uma diminuição na taxa de sedimentação, haverá um decréscimo na difusão de nutrientes que se encontram no sedimento.

### 1.2.4.2 - Precipitação química

As reações de precipitação são responsáveis pela rápida remoção de fosfato da coluna d'água para o fundo da lagoa. O mecanismo mais comum de remoção de fósforo de águas residuárias em lagoas de estabilização é baseado na precipitação de compostos de fósforo insolúveis ou de baixa solubilidade. A precipitação química de fósforo ocorre principalmente através de reações de ortofosfato com íons de alumínio, ferro e cálcio presentes na massa líquida, e a quantidade de precipitados é função das características da água, particularmente alcalinidade e pH.

#### - Precipitação química com íons de alumínio ( $Al^{3+}$ )

Compostos de alumínio tais como  $Al_2(SO_4)_3$ ,  $Na_2Al_2O_4$  e  $AlCl_3$  presentes na massa líquida das lagoas de estabilização, podem reagir, simultaneamente, com a alcalinidade presente na lagoa, formando flocos de hidróxido de alumínio que podem precipitar fosfatos por adsorção (equação 1.14), e com íons de fosfato, de acordo com a equação 1.15.



Segundo Pedroza (2000), a faixa ótima de pH para que a reação de precipitação de íons de alumínio ( $Al^{3+}$ ) com íons de fosfato ocorra é entre 5,0 e 6,5, faixa esta não comumente observada em lagoas de estabilização. Houn e Gloyna (1984) observaram que, em lagoas de estabilização, a principal forma de alumínio disponível para a precipitação química com ortofosfato era o sulfato de alumínio hidratado  $[Al_2(SO_4)_3 \cdot xH_2O]$ .



**b) Precipitação química com íons de ferro ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ )**

O íon ferro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) reage com ortofosfato para formar o precipitado conhecido como vivianita [ $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ], enquanto o íon ferro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) reage para formar  $\text{FePO}_4$ . As equações 1.16 e 1.17 mostram as reações de fosfato com íons  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$ , respectivamente:



Assim como na precipitação química com íons de alumínio, tanto os íons  $\text{Fe}^{2+}$  quanto  $\text{Fe}^{3+}$  podem reagir também com hidroxilas formando flocos de hidróxido de ferro que podem remover fosfatos por adsorção, como mostram as equações 1.18 e 1.19.



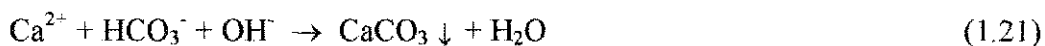
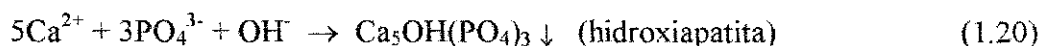
O valor do pH mais próprio para a precipitação do fósforo com íons de  $\text{Fe}^{2+}$  é 8,0, enquanto com íons de  $\text{Fe}^{3+}$  a precipitação ocorre na faixa de 4,5 - 6,5, sendo que os precipitados formados por ferro e fosfatos apresentam taxas de sedimentação baixas.

Houng e Gloyna (1984), observaram que o fósforo em sedimentos de lagoas anaeróbias foi principalmente liberado na forma de fosfato de ferro, tal como  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{Fe}(\text{PO}_4) \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ .

**c) Precipitação química com íons de cálcio**

Quando a concentração de cálcio na água é bastante elevada e o valor do pH aumenta devido à demanda fotossintética de  $\text{CO}_2$ , íons de fosfato reagem com íons de

cálcio e com a alcalinidade da água, precipitando como fosfato de cálcio (equação 1.20) e como carbonato de cálcio, removendo fosfato por adsorção (equação 1.21).



A taxa de precipitação do fosfato com íons de cálcio é afetada por muitos fatores. Os estudos de Ferguson *et al.* (1973) têm mostrado que a precipitação de fosfato em águas residuárias é acentuada quando a concentração de cálcio é maior que 50 mg/L e o pH da solução é maior que 8,0. Altas concentrações de cálcio na solução levam para um baixo valor crítico de pH para a precipitação de fósforo (Diaz *et al.*, 1994). Diaz *et al.* (1994) observaram, em águas de rio, que a concentração de ortofosfato solúvel não era afetada quando a concentração de cálcio era menor que 50 mg/L para valores de pH na faixa de 6 a 9. Entretanto, para concentrações de cálcio maiores que 100 mg/L, eles observaram a precipitação de fosfato quando o pH foi aumentado de 8 para 9. Menar e Jenkins (1972) *apud* Araújo (1999) relataram que altos valores de pH favorecem a precipitação de hidroxiapatita enquanto que a concentração de magnésio e alcalinidade devida a carbonato contribuem para inibi-la. Ferguson *et al.* (1973), observaram que concentrações de magnésio em torno de a precipitação de fosfato com íons de cálcio é reduzida quando a concentração de 24 mg Mg/L ou dureza de 100 mg CaCO<sub>3</sub>/L, são capazes de reduzir a precipitação de fosfatos com íons de cálcio.

Precipitados de fosfato de cálcio são mais estáveis do que aqueles de alumínio e, particularmente, aqueles de ferro. A solubilidade do precipitado é uma função do pH; como uma consequência, a variação de pH pode conduzir à liberação de fosfato dentro da solução pela dissolução de fosfato de cálcio ou adsorção de fosfato pelo CaCO<sub>3</sub>. Diaz

*et al.* (1994) observaram que a maior parte do fosfato removido da solução pela precipitação em altos valores de pH, retornou para a solução quando o pH foi diminuído para próximo de 7. Fumurai e Ohgaki (1982) *apud* Araújo (1999) mencionaram que o fosfato em compostos tais como  $AlPO_4 \cdot xH_2O$  e hidroxiapatita não são liberados dos sedimentos.

A reação de precipitação de fosfato com íons de cálcio formando hidroxiapatita é comumente citada como a mais importante em lagoas de estabilização para promover a remoção de fósforo (Ellis, 1983). De acordo com Moutin *et al.* (1992), Toms *et al.* (1975) e Somiya e Fujii (1984) valores mínimos de pH de 8,0; 8,2 e 9,0, respectivamente, são necessários para essa reação ocorrer. Estes valores de pH são tipicamente observados nas camadas superiores das lagoas de estabilização durante as horas iluminadas do ciclo diário. Além disso, polifosfato e fósforo orgânico podem ser removidos pela adsorção nos cristais de  $CaCO_3$ , os quais são também formados em altos valores de pH (Nurdogan e Oswald, 1995).

Araújo (1993) e Araújo *et al.* (1995), estudando o ciclo do fósforo num complexo experimental de lagoas de estabilização, em escala piloto, no nordeste do Brasil, encontraram que o fósforo total e o ortofosfato solúvel são removidos nas faixas de 42 -54 % e 25 - 63 %, respectivamente. A mais alta remoção foi observada em uma série que apresentou altos valores de pH em lagoas de maturação. Foi observado que lagoas de maturação secundárias com valores de pH em torno de 8,7 e lagoas de maturação terciárias com valores de pH maiores que 9,0 removeram, respectivamente, 40 e 50 % de ortofosfato solúvel do afluente. Apontaram, também, a precipitação química devido aos valores de pH como o principal mecanismo para a remoção de fósforo em lagoas de estabilização e concluíram que o projeto de uma série envolvendo lagoas anaeróbias, facultativas e várias lagoas de maturação é uma boa configuração

para atender à remoção de fósforo, desde que sejam contempladas, no projeto, as características físicas e operacionais mais próprias para, por exemplo, favorecer a precipitação química.

Contrariamente, de Oliveira (1990), estudando uma série de lagoas profundas, em escala piloto, no nordeste do Brasil, observou baixa remoção de fósforo total e aumento na concentração de ortofosfato solúvel. Ele atribuiu esta baixa eficiência de remoção de fósforo aos relativamente baixos valores de pH (8,0) observados mesmo nas lagoas de maturação.

#### 1.2.4.3 - Assimilação biológica

A assimilação biológica é um importante mecanismo de remoção de fósforo em lagoas de estabilização. Por este mecanismo, o fósforo é assimilado por microrganismos aquáticos, principalmente como ortofosfato. Muitos autores, citados em Araújo (1999), referiram o fitoplâncton como o principal agente biológico removedor de fosfato da coluna d'água. As algas assimilam ortofosfato solúvel para o seu crescimento, o qual é removido da coluna d'água pela sedimentação das algas mortas. A mineralização da matéria orgânica morta libera fosfato para a coluna d'água. As algas são também assimiláveis pelo zooplâncton, o qual libera fósforo para a solução pela excreção. Estudos de Vadstein *et al.* (1993) demonstraram que as bactérias tiveram também uma importante função na assimilação do ortofosfato, competindo com as algas.

Muitas bactérias e algas são capazes de armazenar fosfato como polifosfato se o fosfato está presente em excesso (Gachter *et al.*, 1988; Gachter e Meyer, 1993) e alguns microrganismos autotróficos são capazes de consumir e utilizar moléculas de fosfato orgânico dissolvido (Russel-Hunter, 1970; Kramer *et al.*, 1972; Klots, 1991 *apud* Pedroza, 2000). Fosfato orgânico dissolvido é reciclado na coluna d'água

principalmente durante a autólise. O fosfato remanescente é mineralizado por bactérias e convertido a ortofosfato, o qual pode estar disponível novamente para ser consumido. O fosfato orgânico dissolvido pode também estar disponível para o consumo pela hidrólise enzimática da fosfatase, a qual pode ser produzida por bactérias, zooplâncton e algumas algas, sob condições limitadas de fósforo (Pedroza, 2000).

A eficiência da remoção de fósforo devida à assimilação biológica é retardada na proporção em que o material sedimentado é mineralizado e desprendido para a coluna d'água. Entretanto, esta eficiência pode ser aumentada quando a assimilação, particularmente por algas, é acompanhada de altos valores de pH e altas concentrações de cálcio.

Apesar dos valores de pH obtidos experimentalmente não apresentarem diferenças significativas entre os níveis 50 e 200 cm, pode ser observado, na Tabela 3.1, que os valores de pH no nível 200 cm tendem a ser inferiores aos valores obtidos no nível 50 cm, o que pode ter contribuído para aumentar a capacidade de sorção de ferro e/ou alumínio nas frações sedimentadas nas armadilhas do nível 200 cm mais do que nas frações sedimentadas obtidas no nível 50 cm, já que, segundo Araújo (1999), a capacidade de sorção de ferro ou alumínio diminui com o aumento do pH, devido à competição dos íons  $\text{OH}^-$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ .

O fato de haver uma tendência dos valores de pH no nível 200 cm serem inferiores aos do nível 50 cm acarretaria também uma tendência da maioria dos precipitados de fosfato de cálcio serem solubilizados, já que a reação de precipitação de fosfato com íons de cálcio em lagoas de estabilização requer valores de pH acima de 8,0.

No entanto, para elevadas concentrações de cálcio, as reações de precipitação de fosfato com íons cálcio podem ocorrer em valores de pH considerados inferiores aos valores mínimos exigidos para as referidas reações.

A Figura 3.8 estabelece a distribuição da soma das concentrações das frações inorgânicas (eixo das ordenadas) com relação às concentrações de fósforo inorgânico total, obtidos experimentalmente (eixo das abscissas), nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno, com o comportamento ideal dos referidos parâmetros.

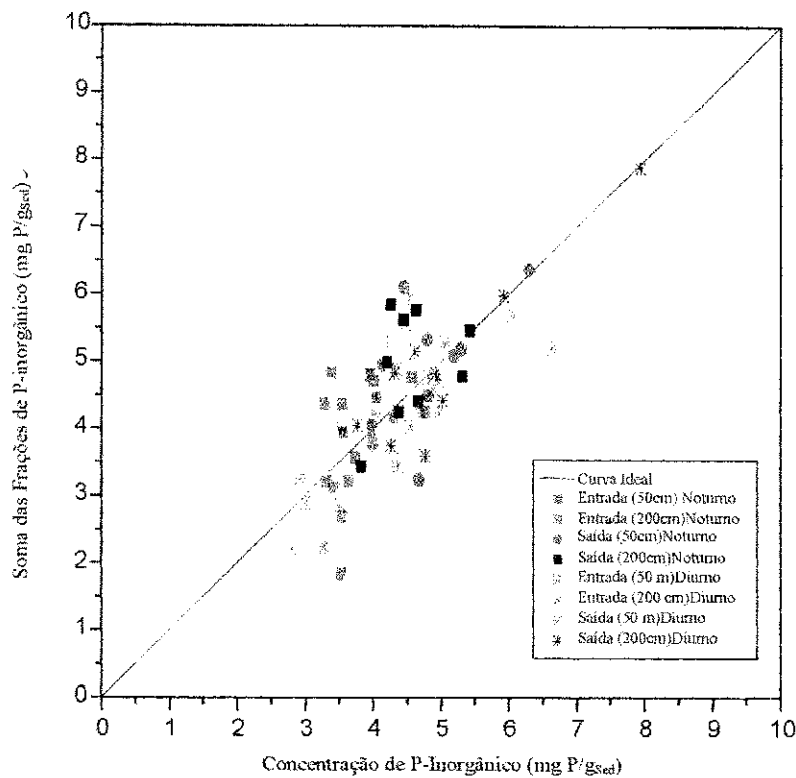


Figura 3.8 - Distribuição da soma das concentrações das frações de fósforo inorgânico e das concentrações de fósforo inorgânico total das amostras analisadas.

A boa distribuição dos pontos experimentais, definidos pela soma das concentrações das frações inorgânicas e pelas concentrações do fósforo inorgânico total, com relação à linha reta representativa do comportamento ideal de distribuição dos mesmos, atesta a acuracidade do procedimento de fracionamento do fósforo inorgânico.

#### 3.1.4 – P-Sol

A água intersticial apresentou, ao longo do ciclo diário, concentrações de P-Sol na faixa 1,56 - 4,82 mg P/l, variando as concentrações médias entre 3,60 e 4,82 mg P/l.

Assim como nas formas de P-Total, P-Inorgânico e P-Orgânico, determinadas nas frações sedimentáveis da lagoa F<sub>29</sub>, o P-Sol na água intersticial, da referida lagoa, também apresentou no período diurno, canais de entrada, níveis 50 (4,42 mg P/l) e 200 cm (4,81 mg P/l), e saída, também níveis 50 (3,90 mg P/l) e 200 cm (4,82 mg P/l), concentrações médias ligeiramente superiores às obtidas no período noturno. O período noturno apresentou, no canal de entrada, concentrações médias de 3,77 e 4,18 mg P/l, respectivamente, para os níveis 50 e 200 cm e no canal de saída, concentrações médias de 3,60 mg P/l para o nível 50 cm e 3,91 mg P/l para o nível 200 cm.

O fato do período diurno apresentar elevada atividade microbiana, em decorrência de altas temperaturas, resultando na grande liberação de fosfatos para a coluna d'água, bem como apresentar as maiores taxas de sedimentação, ao longo do ciclo diário, associado ao fato das frações de material sedimentável, no referido período, terem apresentado concentrações médias de fósforo mais elevadas do que as obtidas nas frações do período noturno, resultando num maior coeficiente de difusão (mecanismo de transporte de íons ou moléculas de uma região de concentração mais alta à outra de concentração mais baixa. Neste caso, do sedimento para a massa líquida) no período diurno, podem ter contribuído para que os valores das concentrações de P-Sol no período diurno tenham sido levemente superiores ao medidos no período noturno.

### **3.1.5 – Taxa de sedimentação**

A Figura 3.9 apresenta as variações da taxa de sedimentação de material suspenso com base em médias móveis 3 a 3, estimadas num total de 10 experimentos, nos diferentes canais, níveis e períodos estudados na lagoa F<sub>29</sub>.



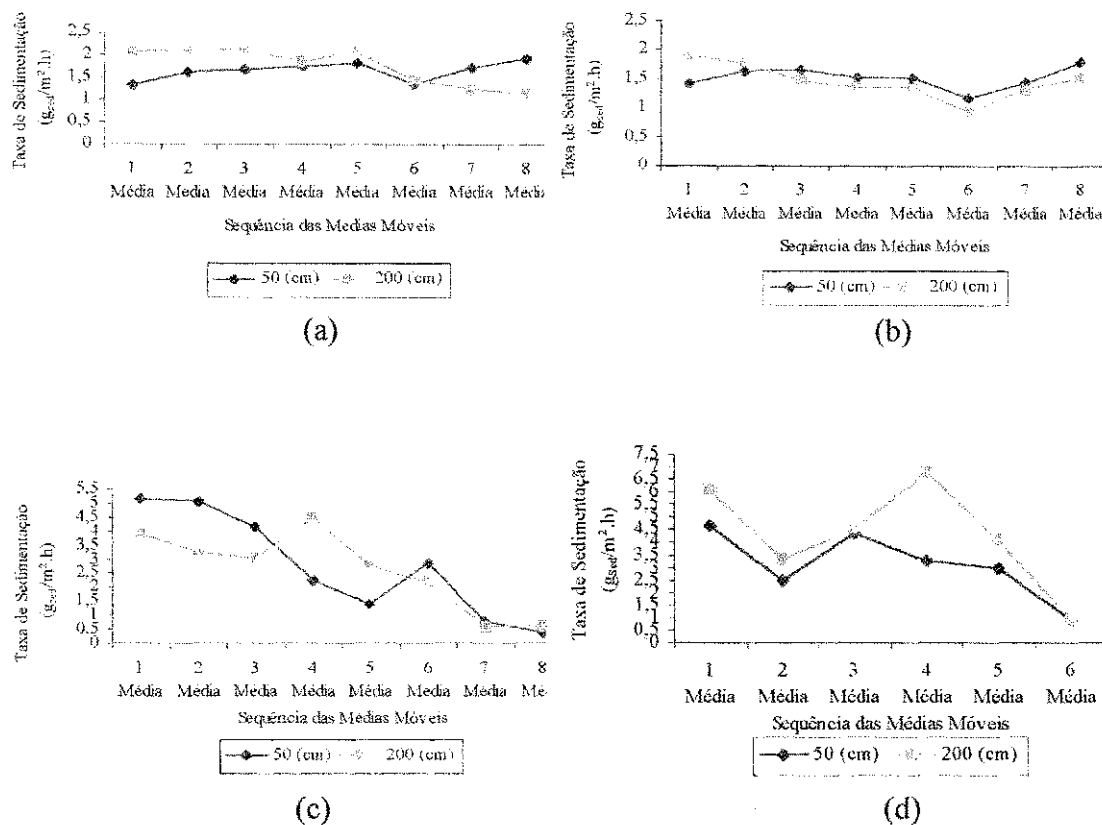


Figura 3.9 - Variações da taxa de sedimentação de material particulado no canal de entrada, nos períodos noturno (a) e diurno (b) e, no canal de saída nos períodos noturno (c) e diurno (d).

Ao analisar o canal de entrada pode ser verificado que os valores das taxas de sedimentação se situaram na faixa entre 0,93 e 2,11  $g_{sed}/m^2.h$ . As diferenças mais expressivas ocorreram no canal de saída particularmente no período diurno quando as taxas de sedimentação se situaram entre 0,92 e 6,81  $g_{sed}/m^2.h$ , possivelmente devido à contribuição do tecido de organismos, especialmente algas e cianobactérias, predominantes nessa região da lagoa, bem como à presença de lodo leve em suspensão.

## 3.1.6 – Especiação de algas

A Tabela 3.2 apresenta os gêneros de algas encontrados ao longo do ciclo diário, nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm, da lagoa estudada.

Tabela 3.2 – Presença (+) e ausência (-) de gêneros de algas observados nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno da lagoa F<sub>29</sub>.

Divisão	Gênero	Nível	Período			
			Noturno		Diurno	
			Entrada	Saída	Entrada	Saída
Euglenophyta	<i>Euglena</i>	50 cm	+	+	+	+
		200 cm	+	+	+	+
Chlorophyta	<i>Chlamydomonas</i>	50 cm	+	+	+	+
		200 cm	+	+	+	+
	<i>Pyrobotrys</i>	50 cm	+	-	+	-
		200 cm	+	-	-	-
Chrysophyta	<i>Diatomacea</i>	50 cm	-	-	-	-
		200 cm	+	-	-	+
Cyanophyta	<i>Oscillatoria</i>	50 cm	-	+	+	-
		200 cm	+	-	-	-
	<i>Oscillatoria I</i>	50 cm	+	-	-	+
		200 cm	-	+	+	+
	<i>Oscillatoria II</i>	50 cm	-	-	-	-
		200 cm	-	-	+	-

Durante todo o ciclo diário, tanto nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm, prevaleceram as algas dos gêneros flagelados, particularmente *Euglena* e *Chlamydomonas*. As algas do gênero *Pyrobotrys* foram encontradas apenas no canal de entrada, nos níveis 50 e 200 cm no período noturno e no nível 50 cm no período diurno. Dentre os não flagelados foram encontrado os gêneros *Diatomacea*, *Oscillatoria*, *Oscillatoria I* e *Oscillatoria II*, sendo que a *Oscillatoria I* prevaleceu sobre as demais.

### 3.2 – Análise de variância (ANOVA - Fator único ) das variáveis estudadas

Foi aplicada a análise de variância (ANOVA) de fator único (Sokal e Rohlf, 1981) aos dados das variáveis pH, P-Total, P-Inorgânico, P-Orgânico, P-Móvel, P-Fe-Al, P-Ca, P-Re, P-Sol e taxa de sedimentação com a finalidade de ser verificada a existência de diferenças significativas entre as médias dos canais de entrada e saída, nos níveis de 50 e 200 cm, ao longo do ciclo diário.

A existência ou não de diferenças significativas entre as médias é determinada pela observação dos valores dos elementos F e Fc (Tabelas 3.3, 3.4, 3.5, 3.6, 3.7, 3.9, 3.11, 3.13, 3.15 e 3.16). Para  $F > F_c$ , existem diferenças significativas (Tabelas 3.7, 3.9, 3.11, 3.13 e 3.16) e para  $F < F_c$  não existem diferenças significativas entre as médias (Tabelas 3.3, 3.4, 3.5, 3.6 e 3.15). Existindo diferenças significativas a análise gráfica baseada no método GT-2 (Figuras 3.10, 3.11, 3.12, 3.13 e 3.14), demonstra, numa comparação simultânea das várias médias, onde ocorrem essas diferenças (Sokal e Rohlf, 1981; Barros, 1999; Silva, 1999). É importante salientar que, na demonstração gráfica, duas médias são significativamente diferentes, quando não ocorre intercessão de quaisquer dos seus limites de confiança.

As Tabelas 3.8, 3.10, 3.12, 3.14 e 3.17 mostram as médias e os limites de confiança inferior (LI) e superior (LS) estimados pelo método GT-2.

A seguir, são descritos os símbolos utilizados na indicação das médias das variáveis comparadas pela análise de variância e pelo método GT-2:

**CEN/S** – Média dos dados obtidos, no canal de entrada (CE), período noturno (N), no nível 50 cm (S) da lagoa F<sub>29</sub>.

**CEN/F** - Média dos dados obtidos, no canal de entrada (CE), período noturno (N), no nível 200 cm (F) da lagoa F<sub>29</sub>.

**CED/S** - Média dos dados obtidos, no canal de entrada (CE), período diurno (D), no nível 50 cm (S) da lagoa F<sub>29</sub>.

**CED/F** - Média dos dados obtidos, no canal de entrada (CE), período diurno (D), no nível 200 cm (F) da lagoa F<sub>29</sub>.

**CSN/S** - Média dos dados obtidos, no canal de saída (CS), período noturno (N), no nível 50 cm (S) da lagoa F<sub>29</sub>.

**CSN/F** - Média dos dados obtidos, no canal de saída (CS), período noturno (N), no nível 200 cm (F) da lagoa F<sub>29</sub>.

**CSD/S** - Média dos dados obtidos, no canal de saída (CS), período diurno (D), no nível 50 cm (S) da lagoa F<sub>29</sub>.

**CSD/F** - Média dos dados obtidos, no canal de saída (CS), período diurno (D), no nível 200 cm (F) da lagoa F<sub>29</sub>.

### 3.2.1 – pH

A ANOVA aplicada aos dados de pH mostrou que os grupos de dados referentes aos canais de entrada e saída, períodos noturno e diurno e níveis 50 e 200 cm apresentaram médias iguais, já que, como mostrado na Tabela 3.3, o valor de F (2,0587) é inferior ao valor de F<sub>c</sub> (2,1665).

Tabela 3.3 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de pH.

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,365926	7	0,0523	2,0587	0,06214	2,166541
Dentro dos grupos	1,523537	60	0,0254			
Total	1,889463	67				

**F < F<sub>crítico</sub>**

**3.2.2 -P-Móvel, P-Ca e P-Sol**

A análise de variância não reconheceu a existência de diferenças significativas entre os grupos da fração P-Móvel (Tabela 3.4), com  $F(1,1971) < F_c(2,1564)$ , P-Ca (Tabela 3.5), com  $F(0,4317) < F_c(2,1564)$ , bem como entre os grupos de P-Sol (Tabela 3.6), com  $F(0,999) < F_c(3,500)$ , indicando que os valores das concentrações médias nos canais de entrada e saída, períodos noturno e diurno e níveis 50 e 200 cm apresentaram faixas de variação insignificantes.

**-P-Móvel**

Tabela 3.4 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Móvel.

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>GI</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,748107	7	0,106872	1,197133	0,317336	2,156426
Dentro dos grupos	5,713511	64	0,089274			
Total	6,461617	71				

**F < F crítico****- P-Ca**

Tabela 3.5 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Ca.

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>GI</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,615651	7	0,087950	0,431658	0,878827	2,156426
Dentro dos grupos	13,039965	64	0,203749			
Total	13,655616	71				

**F < F crítico**

## – P-Sol

Tabela 3.6 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Sol.

ANOVA

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3,0637	7	0,4377	0,9988	0,4941	3,5005
Dentro dos grupos	3,5058	8	0,4382			
Total	6,5695	15				

**F < F<sub>crítico</sub>****3.2.3 -P-Total, P-Inorgânico, P-Orgânico e P-Fe-Al**

ANOVA aplicada aos dados médios de P-Total (Tabela 3.7), com  $F(5,5212) > F_c(2,1564)$ , P-Inorgânico (Tabela 3.9), com  $F(5,8610) > F_c(2,1564)$ , P-Orgânico (Tabela 3.11), com  $F(2,4180) > F_c(2,1564)$  e P-Fe-Al (Tabela 3.13), com  $F(8,4527) > F_c(2,1564)$  mostrou que ocorreram diferenças significativas entre os grupos de dados. A análise gráfica do método GT-2 mostrou que essas diferenças ocorreram entre as médias dos grupos do canal de entrada e os grupos do canal de saída (Figuras 3.10, 3.11, 3.12 e 3.13). As diferenças foram mais expressivas para o caso da fração inorgânica P-Fe-Al, sendo as médias dos grupos obtidas no canal de entrada, períodos noturno e diurno, níveis 50 e 200 cm (CEN/S, CEN/F, CED/S e CED/F) significativamente inferiores às médias dos grupos obtidas no canal de saída, períodos noturno e diurno, níveis 50 e 200 cm (CSN/S, CSN/F, CSD/S e CSD/F), não tendo sido observada intercessão em nenhum dos seus limites. Já para o P-Total e o P-Inorgânico, foi observada intercessão entre o grupo CED/S com os grupos CSN/S, CSN/F, CSD/S e CSD/F. No caso do P-Orgânico foram observadas intercessões entre os grupos CEN/S e CED/F com o grupo CSD/S.

**- P-Total**

Tabela 3.7 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Total.

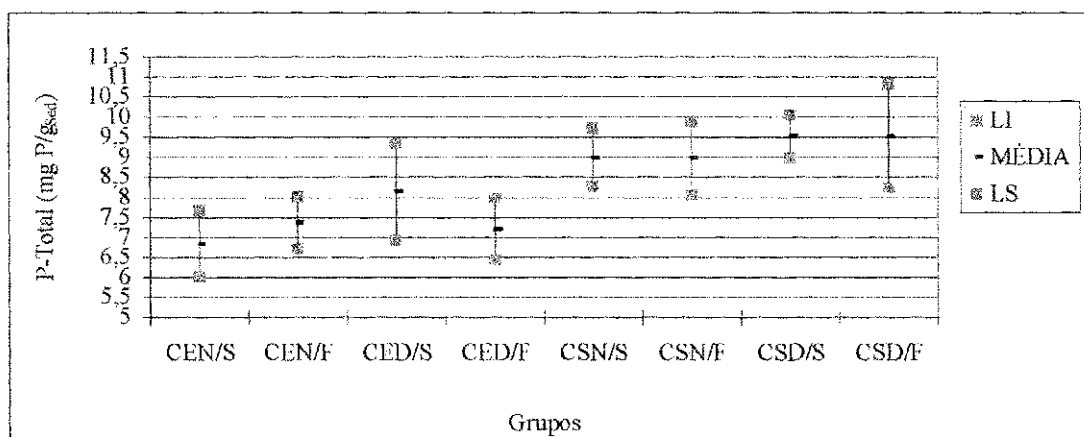
ANOVA

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	73,404393	7	10,486342	5,521177	5,3E-05	2,1564
Dentro dos grupos	121,554846	64	1,8992945			
Total	194,959239	71				

**F > F<sub>crítico</sub>**

Tabela 3.8 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Total nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno.

	LS	LI	MÉDIA
CEN/S	7,654	6,01	6,832
CEN/F	8,012	6,71	7,361
CED/S	9,33	6,935	8,133
CED/F	7,988	6,425	7,206
CSN/S	9,718	8,268	8,993
CSN/F	9,877	8,047	8,962
CSD/S	10,045	8,985	9,515
CSD/F	10,828	8,223	9,526

Figura 3.10 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Total nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F<sub>29</sub>.

**-P-Inorgânico**

Tabela 3.9 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Inorgânico.

ANOVA

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	20,625553	7	2,946508	5,861005	2,8E-05	2,156426
Dentro dos grupos	32,174768	64	0,502731			
Total	52,800321	71				

**F > F<sub>crítico</sub>**

Tabela 3.10-Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P- Inorgânico nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno.

	LI	LS	MÉDIA
<b>CEN/S</b>	3,428	3,949	3,689
<b>CEN/F</b>	3,644	4,217	3,930
<b>CED/S</b>	3,632	4,532	4,082
<b>CED/F</b>	3,42	4,188	3,804
<b>CSN/S</b>	4,392	5,3	4,846
<b>CSN/F</b>	4,23	4,905	4,567
<b>CSD/S</b>	4,576	5,568	5,072
<b>CSD/F</b>	4,251	5,865	5,058

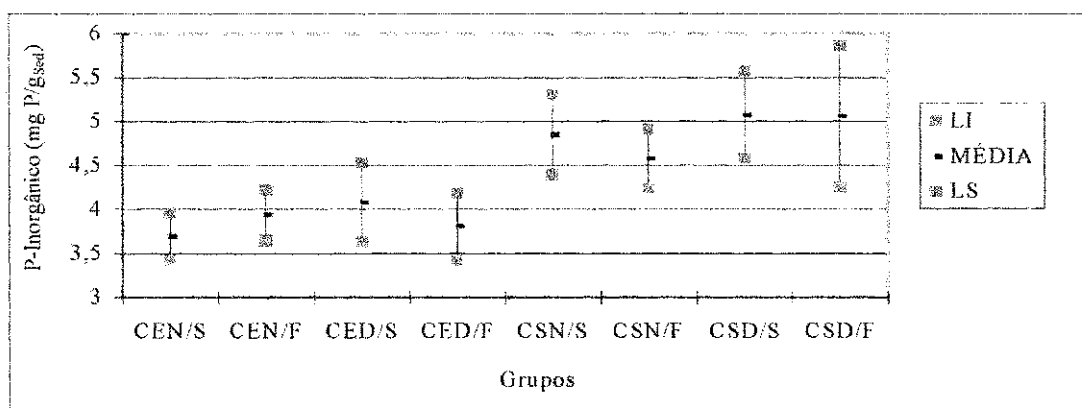


Figura 3.11 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Inorgânico nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F<sub>29</sub>.



**-P-Orgânico**

Tabela 3.11 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P- Orgânico.

ANOVA

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	17,7940014	7	2,542000	2,418013	0,029176	2,156426
Dentro dos grupos	67,2816836	64	1,051276			
Total	85,075685	71				

**F > F<sub>crítico</sub>**

Tabela 3.12 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P- Orgânico nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno.

	LS	LI	MÉDIA
<b>CEN/S</b>	3,808	2,476	3,142
<b>CEN/F</b>	4,007	2,852	3,430
<b>CED/S</b>	4,875	3,227	4,051
<b>CED/F</b>	3,943	2,859	3,401
<b>CSN/S</b>	4,562	3,727	4,144
<b>CSN/F</b>	5,271	3,52	4,396
<b>CSD/S</b>	4,888	3,996	4,442
<b>CSD/F</b>	5,303	3,629	4,466

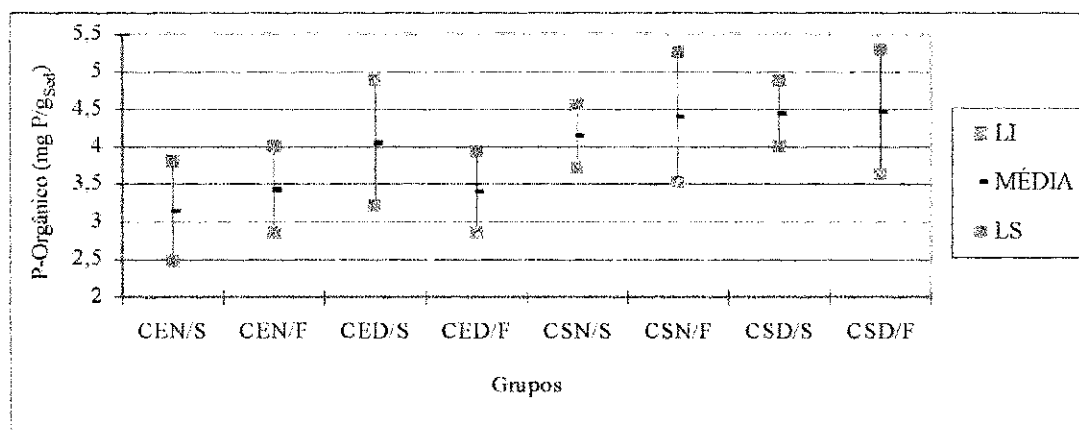


Figura 3.12 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P- Orgânico nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F<sub>29</sub>.

**-P-Fe-Al**

Tabela 3.13- Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Fe-Al.

ANOVA

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	20,454439	7	2,922063	8,452665	2,76E-07	2,156426
Dentro dos grupos	22,124622	64	0,345697			
Total	42,579061	71				

**F>Ferítico**

Tabela 3.14 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Fe-Al nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno.

	LS	LI	Média
<b>CEN/S</b>	2,013	1,423	1,718
<b>CEN/F</b>	2,036	1,595	1,816
<b>CED/S</b>	2,027	1,393	1,710
<b>CED/F</b>	2,165	1,486	1,826
<b>CSN/S</b>	3,175	2,496	2,836
<b>CSN/F</b>	3,247	2,342	2,794
<b>CSD/S</b>	3,274	2,384	2,829
<b>CSD/F</b>	3,419	2,303	2,861

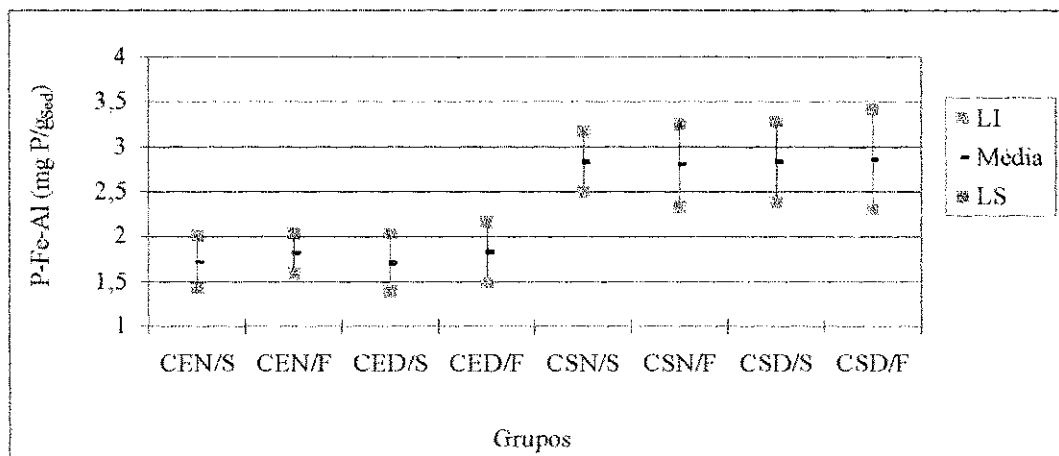


Figura 3.13 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de P-Fe-Al nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F<sub>29</sub>.

**3.2.4 -P-Re**

A análise de variância não reconheceu a existência de diferenças significativas entre os grupos da fração P-Re (Tabela 3.15), com  $F (0,8366) < F_c (2,1564)$ , indicando que os valores das concentrações médias nos canais de entrada e saída, períodos noturno e diurno e níveis 50 e 200 cm apresentaram faixas de variação insignificantes.

Tabela 3.15 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de P-Re.

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,312993	7	0,04471	0,836552	0,561145	2,156426
Dentro dos grupos	3,420761	64	0,05345			
Total	3,733754	71				

**F < F crítico**

**3.2.5 -Taxa de Sedimentação**

A análise de variância aplicada aos dados das taxas de sedimentação, mostrou, na Tabela 3.16, que o valor de  $F (2,2345)$  foi maior que o valor de  $F_c (2,1455)$ , indicando a existência de diferenças significativas entre os diferentes grupos de dados. A Figura 3.14 mostrou uma tendência das médias dos grupos do canal de entrada diferirem das médias dos grupos do canal de saída.

Tabela 3.16 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de taxa de sedimentação.

ANOVA

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	74,4745	7	10,639	2,23451	0,0416	2,1455
Dentro dos grupos	328,531	69	4,7613			
Total	403,006	76				

$F > F_{\text{crítico}}$

Tabela 3.17 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) de taxa de sedimentação nos canais de entrada e saída, nos níveis 50 e 200 cm, períodos noturno e diurno.

	LS	LI	MÉDIA
CEN/S	2,116	1,226	1,671
CEN/F	2,168	1,214	1,691
CED/S	1,946	1,156	1,551
CED/F	1,965	1,103	1,534
CSN/S	3,881	1,063	2,472
CSN/F	4,447	1,075	2,761
CSD/S	5,248	1,08	3,164
CSD/F	7,272	1,922	4,597

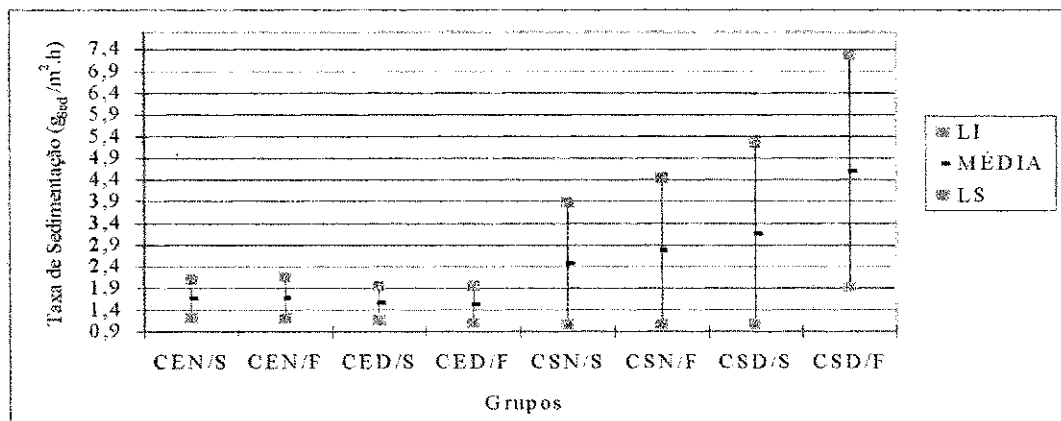


Figura 3.14 - Médias e limites de confiança de 95 % (método GT-2) das taxas de sedimentação determinadas nos canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm e períodos noturno e diurno da lagoa F<sub>29</sub>.

### 3.3 – Estudo de matrizes de correlação

Tal estudo, permite verificar a existência de correlações significativas entre diferentes conjuntos de dados, isto é, se os dados desses conjuntos variam juntos. Se os valores de uma variável crescem à medida que também crescem os valores de uma segunda variável, a correlação é positiva mas, se uma delas crescer à medida da diminuição dos valores da outra a correlação é negativa.

Matrizes de correlação referentes à análise de dados das variáveis pH, P-Total, P-Inorgânico, P-Orgânico, P-Móvel, P-Fe-Al, P-Ca, P-Res, P-Sol e taxa de sedimentação, determinadas nos diferentes canais, níveis e períodos estudados na lagoa F<sub>29</sub>, durante todo o período experimental, são apresentadas nas Tabelas 3.18 a 3.35, nas quais os coeficientes de correlação significativos a um nível de significância  $\alpha = 0,05$  são destacados. Essa seqüência de tabelas contem as matrizes-correlação definidas para diferentes conjuntos de dados, conforme descrito a seguir:

As Tabelas 3.18 a 3.21 referem-se ao canal de entrada correspondendo as duas primeiras, respectivamente, aos níveis 50 e 200 cm, no período noturno. As outras duas tabelas correspondem aos respectivos níveis no período diurno. As quatro tabelas subseqüentes (3.22 - 3.25), organizadas de modo análogo (*i.e.*, as duas primeiras correspondem à análise dos respectivos níveis no período noturno e as duas últimas para o período diurno), referem-se à análise dos dados do canal de saída. A Tabela 3.26 apresenta os coeficientes de correlação referentes ao conjunto (período noturno e diurno) dos dados obtidos no nível 50 cm do canal de entrada, enquanto que a Tabela 3.27 refere-se à análise dos dados reunidos dos períodos noturno e diurno obtidos no nível 200 cm do mesmo canal. Analogamente, as Tabelas 3.28 e 3.29 apresentam os coeficientes obtidos para a reunião dos dados do ciclo diário, no canal de saída, para os níveis 50 e 200 cm, respectivamente. A análise de correlação aplicada ao conjunto de

todos os dados obtidos no período noturno resultou na matriz-correlação apresentada na Tabela 3.30, sendo a matriz-correlação referente à análise de todos os dados do período diurno mostrada na Tabela 3.31. Os dados obtidos no canal de entrada, em ambos os períodos, reunidos numa única matriz de dados brutos, submetidos à análise de correlação, produziram a matriz-correlação apresentada na Tabela 3.32 enquanto que a análise do conjunto de dados do canal de saída resultou na matriz-correlação da Tabela 3.33. Finalmente, a Tabela 3.34 apresenta a matriz correlação referente ao conjunto de todos os dados obtidos em ambos os canais da lagoa F<sub>29</sub>, na totalidade do ciclo diário, em todos os experimentos realizados. A matriz-correlação, apresentada na Tabela 3.35, é referente ao conjunto de todos os dados obtidos nos diferentes canais, níveis e períodos estudados, nos experimentos VIII e IX, nos quais foram feitas as determinações de ortofosfato solúvel na água intersticial (pore water).

A análise dos resultados obtidos nos níveis e períodos individuais (por exemplo, o conjunto dos dados obtidos no nível 50 cm, do canal de entrada, no período noturno) no canal de entrada demonstrou uma ocorrência maior de correlações significantes no nível superior (50 cm), em ambos os períodos analisados, sendo que os números de coeficientes significantes nos níveis superior (14/36) e inferior (6/36) foram mais expressivos no período diurno que no período noturno (9/36 e 2/36, respectivamente).

De um modo geral, os números de coeficientes significantes, para o canal de entrada, aumentaram quando os dados dos períodos noturno e diurno do nível 50 cm foram analisados em conjunto (15/36), ocorrendo o mesmo para o nível 200 cm (11/36). A reunião de todos os dados obtidos no canal de entrada permitiu um aumento expressivo do número (19/36) de coeficientes significantes.

Em somente uma (dentre sete) matriz-correlação, referente ao canal de entrada, pH apresentou correlação (+) significativa (Tabela 3.18) com outra variável (P-Inorgânico).

Na análise do conjunto dos dados do canal de entrada (Tabela 3.32) a taxa de sedimentação apresentou correlação positiva com P-Total, P-Orgânico, P-Fe-Al e P-Ca refletindo, esse resultado, o aumento de concentrações de espécies de fósforo com o aumento das taxas de sedimentação, tendo esse aspecto sido abordado na análise preliminar dos dados (Seção 3.1.2, ver também Tabela 3.1), de acordo com Araújo (1999). Essa correlação, reflete o aumento quantitativo das concentrações de espécies de fósforo associado ao aumento da massa de material sedimentável ao longo da coluna líquida da lagoa. É importante observar, também, que a tendência observada na análise do conjunto dos dados com relação à taxa de sedimentação pode refletir a influência da maior frequência de correlações positivas dessa variável com espécies de fósforo no período diurno, especialmente no nível 200 cm (Tabela 3.25).

A fração P-Ca apresentou correlação significativa positiva com P-Total na análise dos dados individuais em praticamente todas as situações (a exceção foi o nível 200 cm, período diurno). Com outras frações de fósforo, P-Ca apresentou maior frequência de correlações significantes no nível 50 cm, mais no período diurno (com P-Total, P-Inorgânico, P-Orgânico, P-Móvel e P-Fe-Al) que no período noturno (as anteriores com exceção de P-Inorgânico e P-Fe-Al). Quando os dados do ciclo diário foram reunidos, o P-Ca apresentou correlação positiva com praticamente todas as outras frações de fósforo tanto no nível 50 cm (exceção de P-Re, Tabela 3.26) como no 200 cm (exceção de P-Móvel e P-Re, Tabela 3.27). A análise do conjunto de todos os dados do canal de entrada mostrou que P-Ca só não se correlacionou com P-Re, mas isso não parece ser uma consideração relevante.

Na análise do conjunto de dados do canal de entrada foi observado que P-Fe-Al só não apresentou correlação significativa com P-Móvel e P-Re dentre todas as espécies de fósforo analisadas. No canal de entrada, relações positivas significantes entre P-Fe-Al e outras formas de fósforo foram, de fato, mais frequentes no nível 50 cm (Tabela 3.26) que no nível 200 cm (Tabela 3.27).

Nesse canal, P-Móvel não apresentou correlação significativa com qualquer outra espécie de fósforo no nível 200 cm tanto considerando a análise dos dados para os períodos individualmente como a análise dos dados reunidos ao longo do ciclo diário. No nível 50 cm, P-Móvel só não se correlacionou com P-Fe-Al e P-Re dentre todas as outras formas de fósforo no período noturno e com P-Fe-Al, P-Inorgânico e P-Re no período diurno. No conjunto dos dados do ciclo diário, nesse nível, permaneceu a ausência de correlação significativa entre P-Móvel e as variáveis P-Fe-Al e P-Re. Na análise do conjunto de todos os dados do canal de entrada essa ausência de correlação foi também mantida.

Análise semelhante foi feita para as matrizes de correlação referentes aos diferentes níveis e períodos estudados no canal de saída, as quais são apresentadas nas Tabelas 3.22, 3.23, 3.24, 3.25, 3.28, 3.29 e 3.33.

Similarmente ao canal de entrada, o período diurno, do canal de saída, apresentou um número de correlações significativas superior (6/36 e 13/36, respectivamente, para os níveis 50 e 200 cm) ao número obtido no período noturno (6/36 para o nível 50 cm e 3/36 para o nível 200 cm).

A análise das matrizes de correlação apresentadas nas Tabelas 3.33, 3.28 e 3.29, mostrou que a variável pH apresentou coeficiente de correlação significativa (+) apenas com P-Ca, tendo essa correlação, provavelmente, sido influenciada pela correlação positiva significativa obtida, entre essas variáveis, no nível 50 cm no período



noturno (Tabela 3.22), já que na análise individual, nos demais períodos e níveis estudados, não foi observada qualquer relação entre as referidas variáveis (Tabelas 3.24 e 3.25).

A taxa de sedimentação apresentou correlação significativa (+), em praticamente todas as situações, com P-Ca (com exceção do nível 50 cm tanto no período diurno como ao longo do ciclo diário). Com as variáveis P-Inorgânico, P-Fe-Al e P-Re, a taxa de sedimentação apresentou coeficientes de correlação significativos tanto na análise individual do nível 200 cm no período diurno e no ciclo diário, bem como na análise do conjunto de todos os dados reunidos no canal de saída (Tabela 3.33). No período noturno, nesse nível, a taxa de sedimentação apresentou correlação significativa também com P-Re.

Nesse canal (ver Tabela 3.33), quando todos os dados foram reunidos, P-Móvel não apresentou correlação significativa com nenhuma das variáveis analisadas, já as variáveis P-Fe-Al e P-Ca foram correlacionados positivamente com as variáveis P-Re e taxa de sedimentação, sendo a variável P-Fe-Al correlacionada também com P-Total e P-Inorgânico e a variável P-Ca, com pH.

É importante ressaltar que na análise individual do nível 50 cm, referente ao período diurno, no canal de saída (Tabela 3.24), P-Móvel apresentou correlação significativa, negativa, com as variáveis P-Fe-Al e P-Re e, positiva, com pH, não sendo, a correlação negativa, observada nos demais níveis e períodos desse canal. No nível 200 cm, P-Móvel não apresentou correlação significativa com qualquer das variáveis analisadas, tanto na análise individual dos níveis quanto ao longo do ciclo diário.

Em resumo, ao analisar a matriz-correlação, apresentada na Tabela 3.34, referente ao conjunto de todos os dados reunidos, pode ser verificado que o pH apresentou correlação (+) significante com apenas P-Móvel e P-Ca, provavelmente

decorrente das correlações significativas positivas, entre as referidas variáveis, no canal de saída, principalmente no nível 50 cm do período diurno, o que indica que ao aumento dos valores de pH corresponderam aumentos nas concentrações das variáveis P-Móvel e P-Ca. De fato, de acordo com a literatura (de Oliveira, 1990, Araújo, 1999 e Pedroza, 2000), a precipitação química do íon ortofosfato com íons de cálcio é favorecida com a elevação do pH.

As variáveis P-Total e P-Inorgânico apresentaram correlações positivas significativas com, praticamente, todas as outras variáveis (com exceção de pH e P-Móvel), mostrando que a concentração de P-Inorgânico aumenta à medida que aumentam a taxa de sedimentação e/ou as reações de precipitação de íons ortofosfato com íons ferro, alumínio e cálcio e que, o aumento destas, também implica no aumento da concentração de P-Total.

P-Móvel apresentou correlação significativa negativa com P-Re tendo esse aspecto sido verificado na análise preliminar dos dados, apresentada na Tabela 3.1.

A fração P-Fe-Al só não apresentou correlação positiva significativa com pH e P-Móvel, já a fração P-Ca só não apresentou coeficiente de correlação (+) significativo com P-Orgânico e P-Móvel.

A matriz-correlação, apresentada na Tabela 3.35, mostrou que o P-Sol apresentou correlação significativa (-) apenas com a variável pH, indicando que, em condições ácidas, ocorre a ressolubilização dos precipitados de fósforo com ferro, alumínio e cálcio, o que contribui para o aumento da concentração de ortofosfato solúvel na água intersticial, e que, em condições neutras e alcalinas, a formação de precipitados de fósforo é responsável pela diminuição de ortofosfato solúvel.

Tabela 3.18 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal entrada, período noturno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
pH	1								
P-Total	0,665569	1							
P-Inorgânico	0,599637	0,704638	1						
P-Orgânico	0,586264	0,960077	0,478046	1					
P-Móvel	0,695357	0,764076	0,696505	0,609697	1				
P-Fe-Al	-0,16966	0,324886	0,061808	0,378932	0,175024	1			
P-Ca	0,562607	0,696115	0,450532	0,682519	0,762509	0,443233	1		
P-Re	-0,50313	-0,070078	-0,34141	0,049182	-0,186548	0,382868	0,047148	1	
Taxa de Sedimentação	0,16963	0,459846	0,097922	0,52952	0,373292	0,1692	0,621359	-0,107234	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.19 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal entrada, período noturno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
PH	1								
P-Total	0,562	1							
P-Inorgânico	0,0948	0,4566	1						
P-Orgânico	0,5832	0,89829	0,0193	1					
P-Móvel	0,5077	0,44677	0,0149	0,4936	1				
P-Fe-Al	-0,0201	0,45973	0,3007	0,3699	0,54711	1			
P-Ca	0,4699	0,67917	0,3736	0,58	0,36013	0,61713	1		
P-Re	-0,0247	0,40083	-0,0397	0,4715	0,17998	0,57275	0,17699	1	
Taxa de Sedimentação	0,3202	0,38561	-0,3454	0,6045	0,48466	0,33976	0,63525	0,12069	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.20 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal entrada, período diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	0,3326	1							
<b>P-Inorg.</b>	0,1985	0,88854	1						
<b>P-Org.</b>	0,3746	0,9681	0,7452	1					
<b>P-Móvel</b>	0,4865	0,98112	0,5822	0,3167	1				
<b>P-Fe-Al</b>	-0,0439	0,82453	0,8501	0,734	0,49066	1			
<b>P-Ca</b>	0,3014	0,77697	0,7459	0,7196	0,73963	0,82669	1		
<b>P-Re</b>	0,0573	0,22731	0,4211	0,0989	0,38307	0,35183	0,54227	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	0,0418	0,64186	0,6959	0,5533	0,2572	0,56627	0,34342	-0,18902	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$ 

Tabela 3.21 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal entrada, período diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	-0,294	1							
<b>P-Inorgânico</b>	-0,2246	0,88489	1						
<b>P-Orgânico</b>	-0,3022	0,9172	0,6261	1					
<b>P-Móvel</b>	-0,3752	0,44277	0,5504	0,2714	1				
<b>P-Fe-Al</b>	-0,6498	0,66596	0,5097	0,6794	0,13608	1			
<b>P-Ca</b>	0,0228	0,62538	0,6851	0,4606	-0,11599	0,56575	1		
<b>P-Re</b>	-0,3556	0,34144	0,4338	0,2011	-0,07362	0,38475	0,30867	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	0,1706	0,75097	0,5395	0,7956	0,12841	0,36846	0,5633	-0,05102	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.22 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal saída, período noturno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	0,033948	1							
<b>P-Inorgânico</b>	0,332706	0,846484	1						
<b>P-Orgânico</b>	-0,305994	0,815004	0,381389	1					
<b>P-Móvel</b>	0,232306	0,735753	0,779754	0,428155	1				
<b>P-Fe-Al</b>	-0,069633	0,531804	0,409725	0,477021	0,649465	1			
<b>P-Ca</b>	0,368181	-0,19013	0,036065	-0,37165	-0,006917	0,052543	1		
<b>P-Re</b>	0,198549	-0,34807	-0,045361	-0,55293	-0,173653	0,148820	0,479574	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	0,599714	-0,15291	-0,14586	-0,11071	-0,047934	0,241844	0,717569	0,143992	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.23 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal saída, período noturno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	-0,207132	1							
<b>P-Inorgânico</b>	-0,106194	0,301113	1						
<b>P-Orgânico</b>	-0,17593	0,929507	-0,071629	1					
<b>P-Móvel</b>	0,214024	0,24949	0,133397	0,20932	1				
<b>P-Fe-Al</b>	-0,392889	0,443798	0,432399	0,297719	-0,268566	1			
<b>P-Ca</b>	0,599366	-0,43458	0,13473	-0,50667	-0,506589	0,094402	1		
<b>P-Re</b>	0,140547	0,148471	0,621921	-0,08497	-0,136169	0,352179	0,510309	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	0,167765	-0,07317	0,515539	-0,27592	-0,502087	0,327007	0,754393	0,896051	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.24 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal saída, período diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	0,043224	1							
<b>P-Inorgânico</b>	-0,746795	0,455956	1						
<b>P-Orgânico</b>	0,812178	0,38415	-0,646543	1					
<b>P-Móvel</b>	0,864532	-0,04056	-0,575009	0,560161	1				
<b>P-Fe-Al</b>	-0,744023	0,428011	0,750386	-0,40952	-0,895928	1			
<b>P-Ca</b>	0,519064	0,385138	-0,511829	0,861255	0,1690917	-0,08360	1		
<b>P-Re</b>	-0,573198	0,089868	0,253392	-0,18372	-0,886633	0,80012	0,266302	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	-0,220096	0,224964	0,031635	0,160927	-0,343938	0,40095	0,200739	0,436634	1

Cor vermelha – significativa ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.25 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal saída, período diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	0,214849	1							
<b>P-Inorgânico</b>	0,569504	0,780728	1						
<b>P-Orgânico</b>	-0,199401	0,814311	0,273068	1					
<b>P-Móvel</b>	0,059129	-0,53464	-0,323703	-0,52294	1				
<b>P-Fe-Al</b>	0,446717	0,723225	0,94256	0,238303	-0,560307	1			
<b>P-Ca</b>	0,667084	0,285942	0,742061	-0,24898	-0,352253	0,812518	1		
<b>P-Re</b>	0,451717	0,540875	0,900558	-0,00352	-0,395497	0,951052	0,893242	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	0,500122	0,460979	0,815112	-0,04793	-0,410243	0,872764	0,86242	0,915677	1

Cor vermelha – significativa ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.26 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal entrada, períodos noturno e diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
pH	1								
P-Total	0,168863	1							
P-Inorgânico	0,114255	0,855598	1						
P-Orgânico	0,177804	0,968031	0,698418	1					
P-Móvel	0,374773	0,775846	0,63478	0,764155	1				
P-Fe-Al	-0,099294	0,565203	0,519649	0,530269	0,326453	1			
P-Ca	0,364527	0,689930	0,600376	0,462090	0,236113	0,647263	1		
P-Re	-0,246702	0,072565	0,108588	0,047841	0,084383	0,36661	0,301042	1	
Taxa de Sedimentação	0,168540	0,450552	0,369912	0,443841	0,274809	0,363242	0,473299	-0,13791	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.27 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal entrada, períodos noturno e diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
pH	1								
P-Total	0,240209	1							
P-Inorgânico	0,055508	0,786025	1						
P-Orgânico	0,309331	0,893691	0,425101	1					
P-Móvel	0,24368	0,433529	0,357859	0,374706	1				
P-Fe-Al	-0,164542	0,399877	0,445542	0,556124	0,287093	1			
P-Ca	0,353997	0,644418	0,58973	0,515928	0,103293	0,561287	1		
P-Re	-0,120154	0,31279	0,175417	0,331477	0,067879	0,437116	0,193928	1	
Taxa de Sedimentação	0,294699	0,599965	0,241372	0,703320	0,305541	0,341699	0,608231	0,031039	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.28 – Matriz correlação dos dados do nível 50 cm, canal saída, períodos noturno e diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
pH	1								
P-Total	-0,040137	1							
P-Inorgânico	0,020108	0,688882	1						
P-Orgânico	-0,077963	0,654648	-0,096968	1					
P-Móvel	0,318455	0,551445	0,297443	0,445481	1				
P-Fe-Al	-0,204495	0,416411	0,581173	-0,032931	0,004448	1			
P-Ca	0,668661	-0,00561	-0,237886	0,239438	0,055481	-0,02224	1		
P-Re	-0,035415	-0,15543	0,118151	-0,334535	-0,43734	0,560215	0,353231	1	
Taxa de Sedimentação	0,346376	-0,03103	-0,062577	0,021195	-0,14185	0,316762	0,469585	0,29357	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.29 – Matriz correlação dos dados do nível 200 cm, canal saída, períodos noturno e diurno.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
PH	1								
P-Total	-0,071871	1							
P-Inorgânico	0,113562	0,661917	1						
P-Orgânico	-0,17706	0,843847	0,156356	1					
P-Móvel	0,221412	-0,2327	-0,216113	-0,152525	1				
P-Fe-Al	-0,068887	0,609151	0,75254	0,264274	-0,4097	1			
P-Ca	0,495254	0,061587	0,594094	-0,343979	-0,4096	0,546770	1		
P-Re	0,166439	0,442056	0,849124	-0,024996	-0,32134	0,734309	0,785162	1	
Taxa de Sedimentação	0,156117	0,310320	0,746082	-0,125167	-0,47917	0,640215	0,812424	0,904416	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$



Tabela 3.30 – Matriz correlação dos dados do período noturno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
pH	1								
P-Total	0,178128	1							
P-Inorgânico	0,155825	0,748266	1						
P-Orgânico	0,146147	0,907158	0,399655	1					
P-Móvel	0,372304	0,359865	0,313006	0,29823	1				
P-Fe-Al	-0,11614	0,694441	0,653869	0,545149	0,099883	1			
P-Ca	0,586549	0,152973	0,211402	0,076809	0,093144	0,209515	1		
P-Re	-0,02728	0,151885	0,230755	0,063986	-0,12366	0,372964	0,336412	1	
Taxa de Sedimentação	0,314698	0,095827	0,150538	0,035792	-0,10668	0,285907	0,6396	0,439457	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.31 – Matriz correlação dos dados do período diurno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
pH	1								
P-Total	0,249301	1							
P-Inorgânico	0,22525	0,839365	1						
P-Orgânico	0,204054	0,878552	0,477799	1					
P-Móvel	0,198365	0,021601	-0,11599	0,136457	1				
P-Fe-Al	0,036495	0,717735	0,837912	0,42418	-0,40992	1			
P-Ca	0,425975	0,456014	0,49524	0,301828	0,005564	0,519194	1		
P-Re	0,110023	0,383674	0,627922	0,068406	-0,34361	0,714387	0,651525	1	
Taxa de Sedimentação	0,248103	0,474161	0,612547	0,228199	-0,33926	0,673505	0,583996	0,71537	1

Cor vermelha – significante ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.32 – Matriz correlação dos dados do canal de entrada, períodos noturno e diurno, níveis 50 e 200 cm

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	0,212058	1							
<b>P-Inorgânico</b>	0,088133	0,810407	1						
<b>P-Orgânico</b>	0,246821	0,94028	0,502591	1					
<b>P-Móvel</b>	0,324117	0,654555	0,498175	0,637597	1				
<b>P-Fe-Al</b>	-0,14823	0,558312	0,4674	0,5171	0,274226	1			
<b>P-Ca</b>	0,323977	0,640078	0,573451	0,56961	0,431532	0,614901	1		
<b>P-Re</b>	-0,2001	0,133381	0,119819	0,118842	0,046157	0,395873	0,274334	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	0,246653	0,514277	0,297053	0,553007	0,281386	0,341134	0,526257	-0,06734	1

Cor vermelha – significativa ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.33 – Matriz correlação dos dados do canal de saída, períodos noturno e diurno, níveis 50 e 200 cm

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
<b>pH</b>	1								
<b>P-Total</b>	-0,05743	1							
<b>P-Inorgânico</b>	0,080889	0,658454	1						
<b>P-Orgânico</b>	-0,14144	0,802701	0,079703	1					
<b>P-Móvel</b>	0,286727	0,060006	0,034916	0,0511	1				
<b>P-Fe-Al</b>	-0,12757	0,543406	0,687486	0,175543	-0,20128	1			
<b>P-Ca</b>	0,560447	0,041622	0,288411	-0,17354	-0,18374	0,329444	1		
<b>P-Re</b>	0,086264	0,313398	0,635454	-0,08782	-0,33805	0,671797	0,648459	1	
<b>Taxa de Sedimentação</b>	0,223262	0,209059	0,441074	-0,07301	-0,32215	0,513953	0,682449	0,714767	1

Cor vermelha – significativa ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.34 – Matriz correlação dos dados dos períodos diurno e noturno, canais de entrada e saída, níveis 50 e 200 cm.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação
pH	1								
P-Total	0,12265	1							
P-Inorgânico	0,115011	0,804186	1						
P-Orgânico	0,095432	0,889864	0,444454	1					
P-Móvel	0,278654	0,177885	0,06547	0,217326	1				
P-Fe-Al	-0,0413	0,69678	0,75236	0,473035	-0,15551	1			
P-Ca	0,447761	0,327064	0,386387	0,196157	0,046283	0,384153	1		
P-Re	-0,00229	0,302578	0,301686	0,071298	-0,24437	0,571152	0,532003	1	
Taxa de Sedimentação	0,206589	0,329669	0,45019	0,151002	-0,22932	0,502132	0,601637	0,61836	1

Cor vermelha – significativa ao nível  $\alpha = 0,05$

Tabela 3.35 – Matriz correlação de todos os dados obtidos nos diferentes canais, níveis e períodos estudados, nos experimentos VIII e IX.

	pH	P-Total	P-Inorgânico	P-Orgânico	P-Móvel	P-Fe-Al	P-Ca	P-Re	Taxa de Sedimentação	P-Sol
pH	1									
P-Total	0,388935	1								
P-Inorgânico	0,350501	0,725733	1							
P-Orgânico	0,299894	0,890606	0,333482	1						
P-Móvel	0,255829	0,723103	0,598368	0,530715	1					
P-Fe-Al	0,265361	0,649489	0,771253	0,381164	0,766624	1				
P-Ca	0,307	-0,16749	-0,16103	-0,123	-0,24399	-0,36611	1			
P-Re	-0,27208	0,266248	0,344339	0,139002	0,546765	0,395898	-0,52369	1		
Taxa de Sedimentação	0,051662	-0,21589	-0,52273	0,049793	-0,32801	-0,50971	0,566935	-0,44385	1	
P-Sol	-0,80982	-0,25393	-0,37199	-0,09913	-0,09017	-0,26608	-0,26281	0,35161	0,094182	1

Cor vermelha – significativa ao nível  $\alpha = 0,05$

### DISCUSSÃO

#### 4.1 – Caracterização da lagoa facultativa F<sub>29</sub>

No início desta discussão é importante ressaltar que a lagoa F<sub>29</sub>, estudada neste trabalho, era uma lagoa de estabilização facultativa primária que, quanto às suas características físicas e operacionais, constituiu uma exceção com relação às lagoas facultativas primárias comumente empregadas no tratamento de águas residuárias domésticas.

De acordo com Mara e Pearson (1986), as lagoas facultativas têm profundidades que variam de 1 a 2 m, sendo o valor de 1,5 m o mais típico na prática (de Oliveira, 1990). A lagoa F<sub>29</sub> apresentava profundidade de 2,3 m, sendo, portanto, considerada uma lagoa facultativa primária profunda.

Barros (1999), Silva (1999), Pedroza (2000) e Almeida (2000) ao estudarem a massa líquida da lagoa F<sub>29</sub>, verificaram que a mesma apresentava um tempo de detenção hidráulica de 15 d e recebia uma carga orgânica (em média, 330 kg DBO<sub>5</sub>/ha.d), dentro da faixa de cargas máximas permissíveis para a região de Campina Grande.

A associação dessa carga orgânica com a elevada profundidade torna deficiente a penetração de luz o que pode acarretar drásticas mudanças em certos parâmetros, como é o caso do oxigênio dissolvido, e provocar mudanças no caráter do processo biológico que o reator irá desempenhar, o qual passa, ocasionalmente, de condições aeróbias para um estado predominantemente anaeróbio (Barros, 1999). De Oliveira (1990) caracterizando lagoas facultativas de 2,2 m de profundidade, encontrou padrões de distribuição de oxigênio dissolvido caracterizados por concentrações praticamente

nulas a partir de 40 cm abaixo da superfície, indicando a predominância de condições anaeróbias.

A lagoa era, no entanto, provida de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem para promover o ordenamento hidráulico da massa líquida concorrendo para uma menor dispersão longitudinal e melhorando a eficiência de tratamento. De fato, Barros (1999), estudando o comportamento de ácidos voláteis nos efluentes de duas lagoas, uma sem chicanas e outra com chicanas do tipo vai e vem, verificou que o último reator foi mais eficiente na remoção dessa espécie. Diniz (1999) e Silva (1999), estudando, respectivamente, o comportamento da matéria orgânica e formas de enxofre, na massa líquida dessas lagoas, verificaram a não existência de melhoria significativa no desempenho operacional proporcionado pelo uso de chicanas.

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

Também de acordo com Pedroza (2000), a lagoa F<sub>29</sub> não foi um reator adequado à remoção de fósforo pois, as condições da massa líquida, especialmente os valores de pH, não foram favoráveis, por exemplo, à precipitação de ortofosfato solúvel. A concentração média dessa espécie de fósforo no efluente da referida lagoa, ao longo do ciclo diário, foi de 2,4 mg P/L, superando o valor de 0,005 mg P/L, que é a concentração crítica de fósforo ortofosfato proposta por Sawyer *et al* (1994), capaz de limitar o crescimento da biomassa de algas e macrófitas, reduzindo e/ou controlando o processo de eutrofização dos corpos d'água receptores. Dessa forma, os efluentes de lagoas facultativas primárias são preferencialmente reusados na agricultura e aquicultura, por exemplo, ao invés de serem lançados em corpos d'água.

## 4.2 - Sobre a influência das frações de material sedimentável na reciclagem de fósforo na lagoa E<sub>29</sub>

Em lagoas de estabilização as frações de material sedimentável, tanto as dispersas na massa líquida como as depositadas no fundo do reator, desempenham importante função na reciclagem do fósforo pois, dependendo da tendência de reter ou liberar fósforo, essas frações podem atuar como destino final ou como fonte de liberação de fósforo para a coluna d'água.

A capacidade de retenção ou liberação de fósforo vai depender da ocorrência de fatores (por exemplo, temperatura, pH, alcalinidade, potencial redox, especiação do plâncton) físicos, químicos e biológicos na coluna d'água e nas frações de material sedimentável, os quais podem alterar os mecanismos de precipitação química, assimilação biológica e sedimentação.

Segundo Araújo (1999), estudando o ciclo do fósforo em reservatórios profundos tratando esgotos domésticos, a liberação de fósforo é mais acentuada em ambientes que funcionam em condições de anaerobiose, elevada atividade microbiana e/ou que apresentam, para o caso dos precipitados de fosfato de ferro e alumínio, altos valores de pH. Entretanto, deve ser ressaltado que elevados valores de pH favorecem a precipitação de ortofosfato com íons cálcio, contribuindo para o aumento da concentração de fósforo nas frações de material sedimentável.

Na presente pesquisa, foi verificado que, ao longo do ciclo diário, as concentrações de P-Total, P-Inorgânico e P-Orgânico nas frações de material sedimentável do nível 50 cm não diferiram significativamente das obtidas no nível 200 cm. Deve ser considerado, no entanto, que, além de não terem sido observadas variações diurnas significativas nos valores de pH entre os níveis 50 e 200 cm, sabe-se

que a lagoa F<sub>29</sub>, funcionou, ao longo do ciclo diário e dos níveis 50 e 200 cm, sob condições de anaerobiose, conforme o que foi descrito no início deste capítulo.

As elevadas concentrações médias (com base nas concentrações de ambos os níveis) de P-Total (8,32 mg P/g<sub>sed</sub>, em média) nas frações de material sedimentável e de P-Sol na água intersticial (4,18 mg P/L), na coluna líquida, sugeriram que as frações de material sedimentável atuaram como fonte interna de fósforo.

#### **4.3 – Sobre a influência do pH nos mecanismos de troca de fósforo entre as frações de sedimento e a coluna d'água**

O pH desempenha importante função nos mecanismos de troca de fósforo entre a massa líquida e as frações de sedimento em lagoas de estabilização pois, dependendo do seu valor, pode haver formação de precipitados, com subsequente sedimentação, bem como ressolubilização dos mesmos.

O mecanismo de precipitação química de fósforo em lagoas de estabilização ocorre, principalmente, através de reações de ortofosfato com íons de alumínio, ferro e cálcio e a quantidade de precipitados é função das características da massa líquida, particularmente alcalinidade e pH, sendo que as reações de precipitação de ortofosfato com íons de Fe (esses precipitados estão incluídos na fração P-Fe-Al) são favorecidas em valores de pH situados na faixa neutra, podendo esses precipitados, ser dissolvidos em condições ácidas ou básicas, enquanto que os precipitados de fosfato de cálcio (P-Ca), como hidroxiapatita,  $[Ca_5OH(PO_4)_3]$ , apresentam baixa solubilidade em meio básico e se ressolubilizam quando o pH é diminuído para próximo de 7. De fato, as faixas de pH (entre 7 e 8) predominantes em lagoas facultativas primárias, particularmente as mais profundas, favorecem mais a formação de precipitados com

ferro ferroso os quais tendem a não se ressolubilizar mesmo quando sedimentam ao longo da coluna líquida, em vista da neutralidade do pH nas camadas mais profundas.

As referidas faixas de pH predominantes contribuem mais para a solubilização que para a formação de precipitados de fosfato de cálcio os quais podem ocorrer nas camadas mais superficiais particularmente no período da tarde quando o pH tende a ser bastante elevado. Embora alguns autores (Fumurai e Ohgaki, 1982; Dittrich *et al.*, 1997, *apud* Araújo, 1999) mencionem uma certa dificuldade para a ressolubilização de precipitados de fósforo com cálcio bem como para a liberação do fósforo adsorvido ao carbonato de cálcio, mesmo em sedimentos, a maioria das referências consultadas neste trabalho consideram a possibilidade dessa solubilização quando da migração desses precipitados para zonas mais profundas da lagoa. Os resultados obtidos neste trabalho parecem querer demonstrar que ambas as correntes de pensamento podem estar corretas, pois, no fracionamento do fósforo inorgânico (P-Móvel, P-Fe-Al e P-Ca), em ambos os níveis amostrados, foi verificada uma ainda elevada fração P-Ca. Nesse fracionamento, na lagoa F<sub>29</sub>, onde a média dos valores de pH se situou na faixa neutra, foi verificado que a fração inorgânica que apresentou maiores concentrações, nos diferentes níveis, períodos e canais estudados, foi P-Fe-Al com aproximadamente 50 % do fósforo inorgânico.

A predominância da ausência de correlações significativas entre pH e as diversas frações de fósforo inorgânico, no estudo de matrizes de correlação, não representa, em si, ausência de influência daquela variável sobre essas frações mas pode significar uma relativa estabilidade, bem característica de lagoas desse tipo, tanto do primeiro como das últimas.



#### 4.4 – Sobre a influência da temperatura nos mecanismos de troca de fósforo entre as frações de sedimento e a coluna d'água

A temperatura é um importante fator atuante nos mecanismos de troca de fósforo em lagoas de estabilização pois, em temperaturas elevadas (períodos diurnos), ocorre o aumento da atividade microbiana, resultando no aumento da mineralização da matéria orgânica e, conseqüentemente, na liberação de fosfatos para a massa líquida.

Entretanto, deve ser ressaltado que, em temperaturas elevadas, o fosfato liberado pode ser retido pelas frações de sedimento por adsorção ou reações de precipitação, bem como, assimilado por algas, durante períodos de elevada atividade fotossintética, podendo ser, desta forma, removido da coluna d'água.

De fato, nesta pesquisa, os valores médios das concentrações de P-Total (8,82 mg P/g<sub>Sed</sub>), P-Inorgânico (4,57 mg P/g<sub>Sed</sub>) e P-Orgânico (4,24 mg P/g<sub>Sed</sub>), no período diurno, nível 50 cm, canais de entrada e saída, tenderam a ser ligeiramente superiores aos obtidos no período noturno (7,93; 4,27 e 3,64 mg P/g<sub>Sed</sub>, respectivamente de P-Total, P-Inorgânico e P-Orgânico), também no nível 50 cm, indicando que o referido nível sofreu uma leve influência dos processos físico-químicos e biológicos da camada superficial da lagoa, onde, possivelmente, ocorreu retenção de fósforo, através de reações de precipitação, decorrentes de valores de pH mais elevados, bem como da assimilação de fosfato através da elevada atividade fotossintética do fitoplâncton.

As algas, com o fósforo incorporado ao seu tecido celular, ao morrerem, sedimentam, juntamente com os precipitados de fósforo, para a camada bentônica, sendo, respectivamente, decompostas por bactérias anaeróbias e resolubilizados e, novamente, liberados para a coluna d'água.

#### 4.5 – Sobre a taxa de sedimentação de fósforo

Em lagoas de estabilização a sedimentação de fósforo ocorre juntamente com a sedimentação do material particulado presente na lagoa, sendo a sua taxa dependente da quantidade e diversidade de partículas dispersas na massa líquida da lagoa, bem como da predominância relativa dos mecanismos de assimilação biológica, precipitação química e sedimentação nas diferentes regiões da lagoa, podendo ser influenciada, também, pelo pH, que pode ser citado como um importante fator de natureza química atuante na precipitação e conseqüente sedimentação de fósforo.

A influência da água residuária afluenta manifesta-se mais no canal de entrada do que no canal de saída da lagoa pois, no primeiro, ocorre a sedimentação do material mais denso, o que contribui, presumivelmente, para o aumento da taxa de sedimentação na região de entrada da lagoa, particularmente no período diurno no qual ocorrem maiores taxas de aplicação de material particulado.

No entanto, nesta pesquisa, ao serem determinados os valores das taxas de sedimentação, pode ser verificado que o canal de saída apresentou taxas de sedimentação médias superiores às obtidas no canal de entrada, tanto para os períodos noturno e diurno como para os níveis 50 e 200 cm.

Entretanto, deve ser considerado que, em lagoas facultativas, a região de saída pode apresentar grandes concentrações de sólidos suspensos, os quais são formados principalmente por algas e cianobactérias que assimilam nutrientes minerais, entre os quais o fósforo, e que ao migrarem para as camadas mais profundas da lagoa, ou pela eventual morte, contribuem para o aumento da quantidade de material sedimentado no fundo da lagoa, contribuindo assim, para o aumento da taxa de sedimentação nessa região da lagoa. Na lagoa facultativa F<sub>29</sub>, provida de chicanas, o canal de saída tende a apresentar material sedimentável mais leve que no canal de entrada, inclusive o lodo

depositado no fundo da lagoa, o qual pode ser mantido continuamente ressuspenso (deve ser também considerado o efeito de arrastamento de partículas nas proximidades do dispositivo de saída) e ressedimentado o que, provavelmente, determinou a ocorrência de maiores concentrações de material sedimentável, em ambos os níveis (maiores ainda no nível do fundo, 200 cm) daquele canal com relação às taxas determinadas no canal de entrada.

### CONCLUSÕES

As principais conclusões deste trabalho, cujo objetivo é o de contribuir para o estudo do ciclo do fósforo em lagoas de estabilização, foram as seguintes:

- as frações de sedimento no nível 50 cm, da lagoa F<sub>29</sub>, apresentaram, ao longo do ciclo diário, concentrações de fósforo (P-Total, P-Inorgânico, P-Orgânico, P-Móvel, P-Fe-Al e P-Ca), praticamente iguais às obtidas no nível 200 cm, indicando que a predominância de condições anaeróbias, nos dois níveis, contribuiu para que ocorressem os mesmos processos físico-químicos e biológicos nas referidas frações;

- no material sedimentável coletado na coluna líquida da lagoa F<sub>29</sub>, a fração de fósforo inorgânico predominante foi a de P-Fe-Al. Essa predominância foi consequência de valores de pH próximos ao neutro, os quais são favoráveis à formação de fosfatos insolúveis associados ao íon ferro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ );

- apesar da lagoa F<sub>29</sub> apresentar condições desfavoráveis (pH neutro) à formação de precipitados de fosfato de cálcio (P-Ca), foi verificado que a fração P-Ca representou, ainda, 30% do fósforo inorgânico total;

- no canal de saída da lagoa profunda provida de chicanas, particularmente no período diurno, a taxa de sedimentação de fósforo foi maior que no canal de entrada em função das concentrações de sólidos suspensos predominantes na região de saída, os quais são formados principalmente por algas e cianobactérias, como também pelo fato do canal de saída tender a apresentar material sedimentável mais leve que o canal de entrada.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, I. N. (2000). Estudo da distribuição de coliformes fecais na massa líquida de lagoas facultativas providas de chicanas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- Andersen, J.M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 10, pp. 329 - 331.
- APHA, AWWA and WEF (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th Ed. Public Health Association Inc., New York.
- Araújo, A. L. C., Silva, S. A., de Oliveira, R., de Oliveira, R. E., Soares, J., Pearson, H. W. and Mara, D. D. (1995). Remoção de fósforo em um sistema de lagoas de estabilização com diferentes configurações e características operacionais. *Anais do 18<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Disco 2, ABES – Salvador, BA.
- Araújo, A.L.C. (1999). *The phosphorus and sulphur cycles in wastewater storage and treatment reservoirs in northeast Brazil*. PhD. Thesis. The University of Leeds, UK.
- Arceivala, S. J. (1981). *Wastewater treatment and disposal – engineering and ecology in pollution control*. New York: Marcel Dekker Inc.

- Arthur, J. P. (1983). Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical paper no. 7. Washington D. C. The World Bank.
- Aspila, K.I., Agemian, H. and Chau, A.S.Y. (1976). A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate. *Analyst*, 101, pp. 187-197.
- Ayers, R. S. and Westcot D. W. (1991). A qualidade da água na agricultura. Trad. H. R. Gheyi, J. F. de Mediros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, p. 218.
- Barros, J. V. (1999). Efeitos do uso de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem em lagoas facultativas primárias profundas tratando águas residuárias domésticas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Boers, P. C. M. and van Hese, O. (1988). Phosphate release from the peaty sediments of the Loosdrecht Lakes (The Netherlands). *Water Research*, 22 (3), pp. 355 –363.
- Boers, P. C. M. (1991). The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Water Research*, 25 (3), pp. 309-311.
- Bostrom, B., Jansson, M. and Forsberg, C. (1982). Phosphorus release from lake sediments. *Archives of Hydrobiologie Beih. Ergebn. Limnologie*, 18, pp. 5 – 59.

Branco, S. M. (1986). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária, 3ª ed., São Paulo. CETESB/ACETESB.

da Silva, J. L. B. (1992). *Estudo sobre a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

da Silva, J.B.P. (1998). Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

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

Diaz, O. A., Reddy, K. R. and Moore Jr., P. A. (1994). Solubility of inorganic phosphorus in stream water as influenced by pH and calcium concentration. *Water Research*, 28(8), pp. 1755 – 1763.

Diniz, M. J. L. (1999). Estudos da influência de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primárias profundas tratando esgotos domésticos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

- Ellis, K. V. (1983). Stabilization ponds: Design and operation. *Critical Reviews in Environmental Control*, 13 (2), pp. 69-102
- Esteves, F. A. and Barbosa, F. A. R. (1986). Eutrofização artificial: a doença dos lagos. *Ciência Hoje*, 5(27), pp. 57-61.
- Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência.
- Ferguson, J. F., Jenkins, D. and Eastman, J. (1973). Calcium phosphate precipitation at slightly alkaline pH values. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 45, n<sup>o</sup> 4, pp. 620-631.
- Gachter, R., Meyer, J. S. and Mares, A. (1988). Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnology and Oceanography*, 33(6), pp. 1542 – 1558.
- Gachter, R. and Meyer, J. S. (1993). The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, 253, pp. 103-121.
- Gloyna, E. F. and Tischler, L. F. (1981). Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 53, n<sup>o</sup> 11, pp. 1559-1563.



- Gomes, V. R. (2000). Distribuição de fósforo em sedimentos do estuário do rio vaza – Barris/SE. Site: [www. sbq.org.br/23ra/resumos/](http://www.s bq.org.br/23ra/resumos/).
- Guanatilaka, A. (1983). Phosphorus and phosphate dynamics in Parakrama Samudra based on diurnal observations. In: *Developments in hydrobiology*, vol. 12. (Ed. F. Schiemer). The Hague: Dr. W. Junk, B. V. pp. 35-47.
- Hieltjes, A.H.M. and Lijklema, L. (1980). Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *Journal of the Environmental Quality*, 9, pp. 405-407.
- Houng, H.J.S. and Gloyna, E.F. (1984). Phosphorus models for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering*, 110 (3), pp. 550 -561.
- James, A. (1987). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 19, n<sup>o</sup> 12, pp. 213-218.
- Jensen, H. S. and Andersen, F. O. (1992). Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of 4 shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*, 37, (3), pp. 577 – 589.
- König, A. (1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. Ph.D Thesis, University of Liverpool, U. K.

- Lijklema, L. (1977). The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In: *Interactions Between Sediments and Fresh Water*. (Ed. H. L. Golterman). The Hague: Dr. W. Junk, B. V., pp 313 – 317.
- Lumbers, J. P. (1979). *Waste stabilization ponds: Design considerations and methods*. *The Public Health Engineer*, 7 (2), pp. 70-78.
- Mara, D.D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley and Sons.
- Mara, D.D. and Pearson, H.W. (1986). 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.
- Metcalf and Eddy (1991). *Wastewater Engineering – Treatment, disposal and reuse*. 3<sup>rd</sup> Edition. New York: McGraw Hill Book Company, Inc..
- Moore Jr, P.A. and Reddy, K.R. (1994). Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *Journal of the Environmental Quality*, 23, pp. 955 - 964.
- Moutin *et al.* (1992). Decrease in phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate: Theoretical and experimental results. *Water Research*, 26 (11), pp. 1445-1450.

Nurdogan, Y. and Oswald, W. J. (1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds.

*Water Science and Technology*, 31 (12), pp. 33-43.

Parker, C. D. (1979). Biological mechanisms in lagoons. *Water Technology*, 11 (415), pp.

71-85

Pearson, H. W. (1987). *Algae associated with sewage treatment*. In: *Microbial Technology in the Developing World* (Ed. E. J. da Silva and others). New York: Oxford University Press.

Pedroza, M. M. (2000). Comportamento de formas de nitrogênio e fósforo em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.

Santos, J. A. A. (1995). Avaliação do desempenho de filtros anaeróbios com leitos de pedras tratando efluentes de lagoas de maturação primária. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.

Sawyer, C. N., McCarty, P.L. and Parkin, G. F. (1994). *Chemistry for environmental engineering*. 4<sup>th</sup> edition. New York: McGraw-Hill Book Company.

Silva, S. A. e Mara, D. D. (1979). *Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. ABES. Rio de Janeiro, RJ.

- Silva, S. A., Mara, D. D. and de Oliveira, R. (1987). The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 19(12), pp.61-64.
- Silva, O.L.C. (1999). Avaliação de espécies de enxofre em lagoas de estabilização facultativas primárias com chicanas tratando esgotos domésticos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Sokal, R. R. and Rolf, S. J. (1981). *Biometry – The principles and practice of statistics in biological research*. 2<sup>th</sup> edition. San Francisco: W. H. freeman and Company.
- Somiya, I. and Fujii, S. (1984). Material balances of organics and nutrients in oxidation ponds. *Water Research*, 18 (3), pp. 325-333.
- Stumm, W. and Leckie, J.O. (1971). Phosphate exchange with sediments; its role in the productivity of surface waters. *Advances in Water Pollution Research*, Vol 2, III - 26, pp. 1 - 6.
- Tanaka, S. M. C. N. (2000). Fracionamento químico de fósforo nos sedimentos do estuário do Bacanga, São Luiz – MA. Site: [www.s bq.or.be/23ra/resumos](http://www.s bq.or.be/23ra/resumos).

- Toms, I. P., Owens, M. and Mindenhall, M. J. (1975). Observations on the performance of polishing lagoons at a large regional works. *Water Pollution Control*, 74(4), pp. 383 – 401.
- Vadstein, O. Olsen, Y. and Reinartsen, H. (1993). The role of planktonic bacteria in phosphorus cycling in lakes – sink and link. *Limnology and Oceanography*, 38(7), pp.1539 – 1544.
- van Haandel, A. C. e Lettinga, G. (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgoto em Regiões de Clima Quente*. Campina Grande – PB: Epgraf. 198p.
- von Sperling, M. (1996). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, volume 3.