

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CAMPUS II
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL

**“COMPORTAMENTO DE FORMAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO
EM SISTEMAS DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS,
PROVIDAS DE CHICANAS, TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS”**

MARCELO MENDES PEDROZA
CAMPINA GRANDE – PARAÍBA
2000

MARCELO MENDES PEDROZA

**“COMPORTAMENTO DE FORMAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO
EM SISTEMAS DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS,
PROVIDAS DE CHICANAS, TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS”**

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

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub – área: ENGENHARIA SANITÁRIA

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

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

**CAMPINA GRANDE - PB
Março/2000**



P372c Pedroza, Marcelo Mendes.
"Comportamento de formas de nitrogênio e fósforo em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos" / Marcelo Mendes Pedroza. - Campina Grande, 2000.
117 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2000.
"Orientação : Prof. Dr. Rui de Oliveira, Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva".
Referências.

1. Lagoas - Tratamento - Esgoto Doméstico. 2. Lagoas Facultativas Primárias. 3. Nitrogênio e Fósforo - Comportamento - Forma. 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)

MARCELO MENDES PEDROZA

**“COMPORTAMENTO DE FORMAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO
EM SISTEMAS DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS,
PROVIDAS DE CHICANAS, TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS”**

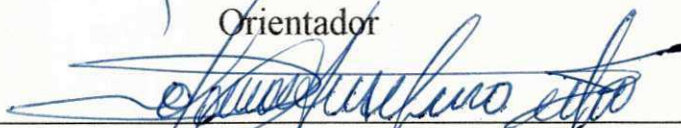
Dissertação aprovada em: 29 /02 /2000

COMISSÃO EXAMINADORA



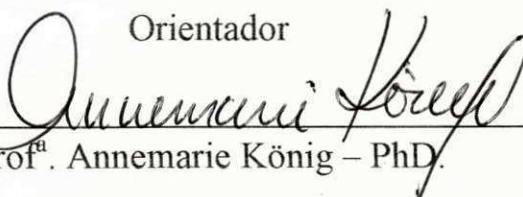
Prof. Rui de Oliveira – M. Eng., PhD.

Orientador



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

Orientador



Prof^a. Annemarie König – PhD.

Examinador Interno



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

Examinador Externo

Campina Grande – PB

Fevereiro/2000

**“Please, leave the water in the same condition
as you found it”**

Dedico este trabalho aos meus pais
(in memoriam), **Saulo e Marly.**

AGRADECIMENTOS

A DEUS.

Aos professores Rui de Oliveira e Salomão Anselmo Silva pela orientação recebida durante a execução deste trabalho.

Aos meus irmãos Salvan, Dedé, Kika e Sandra pelo apoio recebido nas horas difíceis.

Aos meus sobrinhos Marden Neto, Camilla, Gláuber, Mário, Greicyanne, Mayra, Saulo Neto, Laysianne e Henrick.

Aos meus cunhados Gilson, Darcy, Maria de Lourdes e Anúsia.

Aos colegas Ana Bárbara, Izulamar, Jaqueline e Ofélia pela ajuda e companheirismo.

Aos amigos Paulo Francelino, Francisco, Ilcléia, Cristiano, Jomasa, Ionara, Jarismar, Sr. Robert, Alessandra, André, Auxiliadora Avelino e Maria Baptista, pelas horas de apoio e compreensão.

Aos funcionários da EXTRABES pelo apoio prestado durante a realização das análises.

A Cristina, secretária da AESA, pela amizade.

A Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

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

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	XII
Lista de Tabelas.....	XV
Resumo.....	XVII
Abstract.....	XVIII
1.0 – Introdução e objetivos.....	001
2.0 - Revisão de literatura.....	003
2.1 Lagoas de estabilização.....	003
2.1.1 Lagoas anaeróbias.....	004
2.1.2 Lagoas facultativas.....	006
2.1.3 Lagoas de maturação.....	009
2.2 Desempenho hidráulico de lagoas de estabilização.....	011
2.3 Nitrogênio.....	012
2.3.1 Formas, fontes e teores em águas residuárias.....	012
2.3.2 Microbiologia do ciclo do nitrogênio.....	015
2.3.2.1 Fixação do nitrogênio.....	016
2.3.2.2 Assimilação.....	017
2.3.2.3 Amonificação.....	019
2.3.2.3 Nitrificação.....	019
2.3.2.4 Desnitrificação.....	022
2.3.3 Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.....	024
2.3.4 Problemas causados pelo nitrogênio.....	026
2.4 Fósforo.....	029
2.4.1 Formas, fontes e teores em águas residuárias.....	029
2.4.2 Transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização.....	031
2.4.3 Mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização.....	034
2.5 Eutrofização.....	040

3.0 – Materiais e métodos.....	041
3.1 Descrição do sistema experimental.....	041
3.2 Alimentação do sistema experimental.....	045
3.3 Monitoração do sistema experimental.....	047
3.3.1 Caracterização da coluna líquida da lagoa F29 (1ª Etapa).....	047
3.3.2 Monitoração anual dos efluentes das lagoas F27, F28, F29 e F30 (2ª Etapa).....	049
3.4 Procedimentos analíticos.....	049
3.4.1 Parâmetros analíticos principais.....	050
3.4.2 Parâmetros analíticos auxiliares.....	051
3.5 Análises estatísticas.....	052
4.0 – Análise dos resultados.....	053
4.1 Apresentação e análise dos dados obtidos na monitoração da massa líquida da lagoa F29.....	053
4.1.1 Temperatura.....	053
4.1.2 pH.....	057
4.1.3 Oxigênio dissolvido.....	059
4.1.4 Clorofila <i>a</i>	061
4.1.5 Nitrogênio amoniacal.....	064
4.1.6 Nitrogênio orgânico.....	068
4.1.7 Ortofosfato solúvel.....	071
4.1.8 Fósforo total.....	074
4.2 Estudo das matrizes de correlação.....	077
4.3 Análise de variância (ANOVA – Fator único) das variáveis nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel.....	083

5.0 – Discussão.....	095
5.1 Sobre as características físicas e operacionais das lagoas do sistema experimental.....	095
5.2 Sobre a influência do uso de chicanas em lagoas facultativas primárias...	097
5.3 Sobre a influência do pH nos mecanismos de remoção de nitrogênio e fósforo.....	098
5.4 Sobre a biomassa de algas e a remoção de nutrientes.....	099
5.5 Sobre o reuso de efluentes de lagoas facultativas primárias na irrigação	100
5.6 Sobre a contribuição desse trabalho na pesquisa de lagoas de estabilização.....	101
6.0 – Conclusões.....	103
7.0 – Referências bibliográficas.....	105

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2 - Revisão de literatura

2.1 Diagrama esquemático dos processos biológicos de uma lagoa de estabilização.....	008
2.2 Tipos de chicanas.....	014
2.3 Ciclo do nitrogênio.....	015
2.4 O ciclo do fósforo em lagoas de estabilização.....	033

Capítulo 3 – Materiais e métodos

3.1 Vista do sistema experimental, em escala-piloto, localizado na EXTRABES – UFPB.....	043
3.2 Desenho esquemático das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	044
3.3 Planta de situação do sistema experimental em escala-piloto, nas dependências da EXTRABES – UFPB.....	046
3.4 Bomba peristáltica WATSON MARLOW 604S e dispositivo de amostragem.....	048

Capítulo 4 – Análise dos resultados

4.1 Variação espaço-temporal da temperatura obtida na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES	054
4.2 Variação espaço-temporal da temperatura obtida na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES	054
4.3 Variação espaço-temporal do pH obtido na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	058

4.4	Varição espaço-temporal do pH obtido na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES	058
4.5	Varição espaço-temporal do oxigênio dissolvido obtido na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	060
4.6	Varição espaço-temporal do oxigênio dissolvido obtido na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES	061
4.7	Varição espaço-temporal das concentrações de clorofila <i>a</i> obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES	063
4.8	Varição espaço-temporal das concentrações de clorofila <i>a</i> obtidas na monitoração à tarde (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES	063
4.9	Varição espaço-temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	067
4.10	Teor médio de nitrogênio amoniacal na coluna líquida da lagoa F29....	067
4.11	Varição espaço-temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	068
4.12	Varição espaço-temporal das concentrações de nitrogênio orgânico obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	070
4.13	Teor médio de nitrogênio orgânico na coluna líquida da lagoa F29.....	070
4.14	Varição espaço-temporal das concentrações de nitrogênio orgânico obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	071

4.15	Variação espaço-temporal das concentrações de ortofosfato solúvel obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	072
4.16	Variação espaço-temporal das concentrações de ortofosfato solúvel obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	073
4.17	Teor médio de ortofosfato solúvel na coluna líquida da lagoa F29.....	073
4.18	Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	075
4.19	Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES.....	076
4.20	Teor médio de fósforo total na coluna líquida da lagoa F29.....	076
4.21	Médias e limites de confiança 95 % (método GT – 2) de nitrogênio amoniacal na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	091
4.22	Médias e limites de confiança 95 % (método GT – 2) de nitrogênio orgânico na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	092
4.23	Médias e limites de confiança 95 % (método GT – 2) de fósforo total na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	093
4.24	Médias e limites de confiança 95 % (método GT – 2) de ortofosfato solúvel na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	094

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 – Revisão de literatura

2.1 Microrganismos fixadores de nitrogênio.....	018
2.2 Formas de fósforo inorgânico em águas.....	030
2.3 Porcentagem das espécies iônicas de fosfato presentes em solução, em diferentes valores de pH.....	030

Capítulo 3 – Materiais e métodos

3.1 Características físicas do sistema experimental.....	041
--	-----

Capítulo 4 – Análise dos resultados

4.1 Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados na massa líquida da lagoa F29 baseados em amostras coletadas às 6 h (setembro a novembro de 1998).....	055
4.2 Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados na massa líquida da lagoa F29 baseados em amostras coletadas às 14 h (setembro a novembro de 1998).....	056
4.3 Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã.....	080
4.4 Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã.....	080
4.5 Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã.....	080
4.6 Matriz correlação dos dados do nível A pela tarde.....	081
4.7 Matriz correlação dos dados do nível B pela tarde.....	081
4.8 Matriz correlação dos dados do nível C pela tarde.....	081
4.9 Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã e tarde reunidos.....	082
4.10 Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã e tarde reunidos.....	082
4.11 Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã e tarde reunidos.....	082
4.12 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de nitrogênio amoniacal.....	087

4.13 Médias e limites de confiança de 95 % (método GT – 2) de nitrogênio amoniacal na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	087
4.14 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de nitrogênio orgânico.....	088
4.15 Médias e limites de confiança de 95 % (método GT – 2) de nitrogênio orgânico na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	088
4.16 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de fósforo total.....	089
4.17 Médias e limites de confiança de 95 % (método GT – 2) de fósforo total na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	089
4.18 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de ortofosfato solúvel.....	090
4.19 Médias e limites de confiança de 95 % (método GT – 2) de ortofosfato solúvel na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.....	090
 Capítulo 5 – Discussão	
5.1 Quantidades médias de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio), em kg/ha, extraídos do solo, pelas principais culturas do Brasil.....	102

RESUMO

O comportamento de formas de nitrogênio e fósforo foi estudado em lagoas facultativas primárias providas de chicanas. O sistema experimental, em escala-piloto, era constituído de quatro lagoas de 2,30 m de profundidade, denominadas F27, F28, F29 e F30, instaladas na EXTRABES – UFPB. Os reatores foram alimentados com esgoto doméstico bruto da cidade de Campina Grande (7° 13' 11" Sul, 35° 52' 31" Oeste, 550 m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil. As lagoas foram operadas sob uma carga orgânica de 330 kgDBO₅/ha.dia e um tempo de detenção hidráulica de 15 dias. Para a concretização dos objetivos da pesquisa foram levados a efeito dois tipos de experimentos : (a) entre setembro e novembro de 1998, análise da massa líquida de uma lagoa facultativa primária provida de chicana do tipo vai-e-vem (F29), com base na determinação da temperatura, pH, oxigênio dissolvido, clorofila *a*, nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato dissolvido, (b) entre outubro de 1997 e dezembro de 1998, monitoração de rotina das formas de nitrogênio e fósforo nos efluentes das quatro lagoas.

As camadas inferiores da lagoa F29 apresentaram condições de anaerobiose mas, o nível superficial apresentou um ciclo diário de anaerobiose/aerobiose, típico de lagoas facultativas. Os valores de pH observados não foram suficientes para causar apreciável remoção de fósforo, via precipitação química, como também perdas de amônia através da volatilização.

A análise de variância de fator único (one way-ANOVA) não reconheceu a existência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as concentrações médias anuais de nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel nos efluentes das quatro lagoas analisadas, indicando que a utilização de chicanas em lagoas facultativas primárias profundas submetidas a elevadas cargas orgânicas, não é, do ponto de vista da remoção de nutrientes (N,P), técnica e economicamente viável.

ABSTRACT

Both nitrogen and phosphorus cycles were studied in primary facultative deep (2.3 m) waste stabilization ponds treating domestic wastewater at EXTRABES-UFPB (Federal University of Paraiba's Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage), in Campina Grande city (7° 13' 11" Sul, 35° 52' 31" Oeste, 550 m above s.l.), northeast Brazil. The experimental plant was made up of a control reactor (F28), without baffles, two reactors (F27 and F30) with longitudinal parallel baffles and another one (F29) provided with a round-the-corner baffle, all of them loaded with about 330 kgBOD₅/ha.day and having a hydraulic retention time of 15 days. Two types of experiments were carried out in the experimental system: (a) between September and November 1998, studies on the diurnal variations of temperature, pH, dissolved oxygen, chlorophyll *a*, ammonia, organic nitrogen, total phosphorus and dissolved orthophosphate throughout both the depth and the length of pond F29, (b) from October 1997 to December 1998, monitoring of pond effluents based on analyses of ammonia, organic nitrogen, total phosphorus and soluble orthophosphate in samples collected, at 8 a.m.

Lower layers of pond F29 were predominantly anaerobic but the upper layer showed a typical daily cycle of aerobic/anaerobic conditions being pH maintained within a range not sufficiently high to cause both orthophosphate precipitation and ammonia volatilization.

The application of a one way-analysis of variance (one way - ANOVA) for the comparison of several sets of data obtained from the investigation of pond F29 water bulk and from the long term pond effluents monitoring demonstrated only a few number of significant ($\alpha = 0.05$) differences among them. Because significant differences could not be demonstrated in terms of the respective forms of both nitrogen and phosphorus effluent mean concentrations it was concluded that from the point of view of nutrient (N and P) removal baffling is not technically and economically viable in designing deep and highly loaded primary facultative ponds treating sewage.

1.0 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Os recursos hídricos do planeta vêm sofrendo a ação degradadora do homem, e, parte destes já se encontram impróprios para o consumo humano.

Surge assim, a necessidade de se criar alternativas para a preservação, em quantidade e, principalmente, em qualidade, dos corpos d'água existentes no mundo.

Uma opção para minimizar a escassez de água, principalmente nas regiões áridas e semi-áridas, é o tratamento das águas residuárias para a reutilização. Após o tratamento, elas podem ser empregadas em diversas atividades, como agricultura, indústria e aquicultura, desde que satisfaçam aos padrões estabelecidos pela legislação. O reuso de águas residuárias brutas ou já tratadas na agricultura é o mais antigo e aplicado no mundo. Segundo a literatura, Israel é tido como o país que, relativamente, mais utiliza efluentes de estações de tratamento de esgotos para a irrigação de culturas.

A Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários – (EXTRABES) – da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), iniciou na cidade de Campina Grande (nordeste do Brasil) em 1977 o estudo de sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, com o objetivo de estabelecer parâmetros regionais de projeto. Os primeiros resultados obtidos por Silva (1982) confirmaram que as condições climáticas desta região são excelentes para o tratamento das águas residuárias.

A partir de 1997, a EXTRABES (de Oliveira, 1997) levou a efeito, por um período de 18 meses, uma investigação detalhada sobre o uso de sistemas de lagoas facultativas primárias profundas providas de chicanas no tratamento de esgotos domésticos. Inicialmente, essa pesquisa visava a obtenção de dados operacionais particularmente

com relação à remoção de matéria orgânica e coliformes fecais, desempenho do projeto físico, faixas de cargas orgânicas, comportamento de nutrientes, etc.

Os objetivos deste trabalho são os seguintes:

(a) comparar as respectivas concentrações de espécies de nitrogênio e fósforo nos efluentes de quatro lagoas facultativas primárias, sendo três delas providas de chicanas e uma considerada como lagoa de controle, sem chicanas;

(b) caracterizar a distribuição de espécies de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na massa líquida de uma lagoa facultativa primária profunda, provida de chicanas do tipo vai-e-vem tratando esgotos domésticos.

2.0 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são grandes reservatórios com pequena profundidade geralmente delimitados por diques de terra e nas quais as águas residuárias brutas ou efluentes de um tratamento precedente, são depuradas unicamente por processos naturais envolvendo principalmente bactérias e algas (Ellis, 1983).

As principais vantagens das lagoas de estabilização quando comparadas com os outros sistemas de tratamento de esgotos são (Mara, 1976; Silva, 1982; Arthur, 1983; Pearson, 1987; de Oliveira, 1990):

(a) eficiência do tratamento: as lagoas de estabilização podem atingir um alto grau de remoção de matéria orgânica, organismos patogênicos e nutrientes;

(b) flexibilidade: elas são capazes de suportar sobrecarga hidráulica e/ou orgânica de choque, como também, altas concentrações de metais pesados;

(c) simplicidade: são sistemas simples de construir, operar e manter;

(d) custos: as lagoas de estabilização são consideradas o método de tratamento de águas residuárias mais barato, devido aos baixos custos de construção, operação e manutenção. Além disso, tal processo utiliza como fonte de energia a radiação solar e a energia

química liberada pela degradação da matéria orgânica, não necessitando, para o tratamento, de energia elétrica.

As principais desvantagens das lagoas de estabilização são:

(a) necessidade de grandes áreas de terra para a construção das lagoas (Arthur, 1983; Silva *et al.*, 1987);

(b) a remoção de sólidos suspensos não é muito elevada (Arthur, 1983).

As lagoas de estabilização são classificadas em três tipos: anaeróbias, facultativas e de maturação (Pearson, 1987). Essa classificação é baseada na predominância dos dois processos bioquímicos (oxidação aeróbia e digestão anaeróbia) (Arthur, 1983; del Riquelme, 1989). Atualmente, a carga orgânica aplicada ao sistema de tratamento é que determina a classificação das lagoas (de Oliveira, 1990).

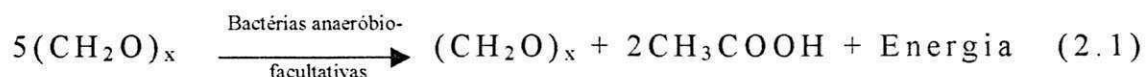
2.1.1 Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são usualmente dimensionadas para receber elevadas cargas orgânicas, da ordem de 100-400 gDBO₅/m³.d, com tempos de detenção de três a seis dias e com alturas da lâmina d'água de 2,5 a 4,5 m (Cetesb, 1989).

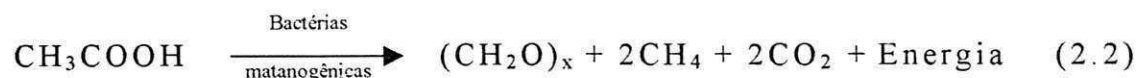
Os mecanismos de remoção da matéria orgânica em lagoas anaeróbias são a sedimentação e a digestão anaeróbia.

O processo da digestão anaeróbia na degradação do material orgânico pode ser resumido em duas etapas que envolvem dois grupos distintos de bactérias.

Na primeira etapa compostos orgânicos hidrolisáveis são convertidos para ácidos orgânicos, principalmente ácido acético, por bactérias anaeróbio-facultativas, conforme representado na Equação 2.1 (Oswald, 1968).



Os ácidos orgânicos formados na primeira etapa, constituem o substrato necessário ao metabolismo das bactérias metanogênicas, as quais são estritamente anaeróbias. Os produtos formados nessa etapa são, principalmente, metano e gás carbônico, conforme a Equação 2.2.



A fermentação ácida tende a causar um abaixamento do valor do pH, devido à produção intensa de ácidos graxos voláteis e outros produtos intermediários, tais como o CO_2 . Entretanto, a metanogênese somente se desenvolverá quando o pH da massa líquida estiver próximo ao neutro ($\text{pH} = 7,0$). Portanto, se por alguma razão a taxa de remoção de ácidos voláteis através da metanogênese não acompanhar a taxa de produção dos mesmos, pode surgir uma situação de instabilidade na lagoa. Tem sido evidenciado, no entanto, que as águas residuárias domésticas possuem alcalinidade suficiente para manter a capacidade tampão da massa líquida e evitar que o pH da lagoa atinja valores relativamente baixos. Mara (1976), Mara e Pearson (1986), Silva e Mara (1979) e König (1990), afirmam que para o bom funcionamento dessas lagoas a temperatura deve ser maior

que 15 °C e o pH deve estar entre 6,8 e 7,4, mantidas as condições de anaerobiose.

Entre as vantagens das lagoas anaeróbias estão a economia de terreno (quando incluída numa série de lagoas de estabilização), e a grande remoção de matéria orgânica biodegradável, por sedimentação e digestão anaeróbia (Santos, 1995). A principal desvantagem desse tipo de lagoa é a produção de maus odores. Esse problema é verificado com mais freqüência em lagoas com sobrecargas orgânicas.

2.1.2 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são bastante usadas no tratamento de águas residuárias domésticas, devido ao seu bom desempenho na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos. Elas são classificadas, com base no estado da água residuária afluente, em (Ellis, 1983):

(a) lagoas facultativas primárias: recebem águas servidas brutas diretamente do sistema de drenagem;

(b) lagoas facultativas secundárias: recebem efluentes provenientes de um tratamento primário.

Nesse tipo de lagoa, coexistem condições aeróbias e anaeróbias ao longo da coluna líquida. A camada superficial, com profundidade variando de 30 a 50 cm (Pearson, 1987) é aeróbia, e o oxigênio é suprido tanto pela aeração superficial, como, principalmente, pela atividade fotossintética do fitoplâncton. A camada que se situa na parte inferior da lagoa é anaeróbia, onde a matéria orgânica é estabilizada via digestão anaeróbia.

Lagoas facultativas são propícias ao crescimento da biomassa de algas, sendo que o número de gêneros tende a aumentar com a diminuição da carga orgânica (König, 1984; de Oliveira, 1990).

O tratamento biológico que ocorre na camada aeróbia é baseado na relação mutualística entre algas e bactérias, conforme ilustrado na Figura 2.1. Através da degradação da matéria orgânica, as bactérias liberam gás carbônico e nutrientes, que serão absorvidos pelas algas, e estas através do processo fotossintético liberam oxigênio molecular para a massa líquida. O oxigênio formado será utilizado pela população bacteriana no processo de respiração aeróbia, com formação de novas células. Na camada anaeróbia da lagoa, ocorre o processo de digestão anaeróbia, com formação de, principalmente, gás carbônico e metano.

A concentração de oxigênio dissolvido, durante o dia, sofre importantes variações ao longo da coluna d'água, pois, a fotossíntese é um processo natural que é dependente da energia solar. Nas horas iluminadas e em regiões próximas à superfície, a produção de oxigênio molecular se torna máxima, devido à alta atividade metabólica das algas. Entretanto, à noite, a lagoa é provida de apenas uma camada bastante superficial aeróbia (Ellis, 1983; Pearson, 1987). O pH também sofre variações no ciclo diário. Com a atividade fotossintética máxima em períodos de insolação, as algas removem com maior velocidade o dióxido de carbono da massa líquida, afetando o equilíbrio da Equação 2.3, que é deslocado para a direita com formação de íons hidroxila, o que causa um aumento significativo no pH. Lagoas facultativas primárias não apresentam, comumente, valores de pH muito altos. A literatura mostra que lagoas facultativas secundárias atingem valores de pH em torno de 9,5 (Moutin *et al.*, 1992).

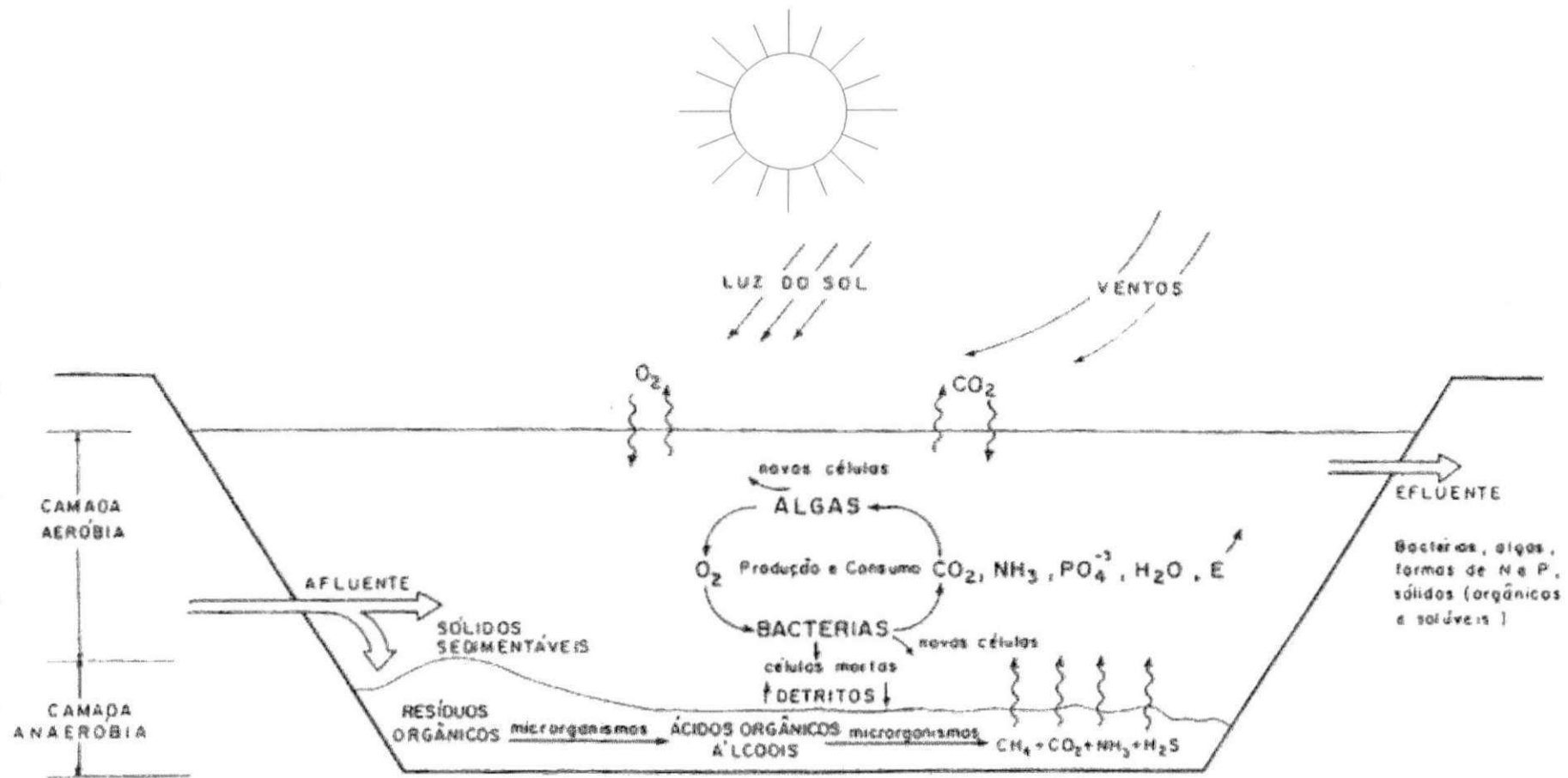


FIGURA 2.1 : Diagrama esquemático dos processos biológicos de uma lagoa de estabilização (Modificado de Jezialic, 1971)



Nas lagoas de estabilização ocorrem fenômenos como estratificação térmica e mistura, principalmente em regiões de clima tropical. Durante as horas do dia, a lagoa se divide em duas camadas que se diferenciam por sua densidade. A camada superior, por possuir um maior contato com a radiação solar, é quente e possui uma menor densidade. Já a camada situada na parte inferior da lagoa é fria e, conseqüentemente, mais densa. Essa diferença de densidade impede que as camadas se misturem. A estratificação térmica diminui a eficiência da lagoa, pois permite o surgimento de zonas estagnadas e uma má distribuição de algas, oxigênio dissolvido e matéria orgânica (Mara, 1976). Durante a noite, a camada superficial da lagoa esfria mais rapidamente que a camada de fundo, tornando-se mais densa e facilitando a mistura de toda a massa líquida.

Lagoas facultativas são bastante usadas em sistemas de tratamento de águas residuárias, devido, principalmente, à sua versatilidade e desempenho como parte de um sistema de lagoas de estabilização em série.

2.1.3 Lagoas de maturação

Também chamadas lagoas de polimento, as lagoas de maturação recebem efluentes de outras lagoas ou de outros sistemas de tratamento como, por exemplo, do sistema de lodos ativados ou de filtros biológicos. O principal objetivo desse tipo de lagoa é a redução de organismos patogênicos para níveis que possam ser aceitáveis pela legislação (Lumbers, 1979; Parker, 1979; Pearson, 1987). Tais lagoas constituem uma alternativa bastante econômica

para a desinfecção de efluentes dos diversos tipos de sistemas de tratamento. Essas lagoas apresentam baixa eficiência na remoção de matéria orgânica.

As cargas orgânicas aplicadas nas lagoas de maturação são baixas, de modo que a demanda de oxigênio molecular será baixa e prevalecerá o ambiente aeróbio. Tais lagoas apresentam menor turbidez do que os outros tipos de lagoas, logo, a radiação solar pode penetrar até as camadas mais profundas, favorecendo o desenvolvimento de algas e cianobactérias em toda a massa líquida. Esses microrganismos, através da atividade fotossintética, liberam oxigênio molecular em toda a coluna d'água (de Oliveira, 1990).

As lagoas de maturação apresentam diversos fatores que contribuem para o decaimento dos organismos patogênicos, tais como, temperatura e pH elevados, insolação, escassez de substrato, competição entre as diversas espécies de microrganismos, organismos predadores, compostos tóxicos, etc. Silva e Mara (1979) demonstram que, com um adequado projeto e dimensionamento criterioso, a eliminação de organismos patogênicos poderá atingir valores da ordem de 99,999%.

Tais lagoas são indicadas também para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). A valores de pH acima de 9,3, a 20 °C, as espécies de nitrogênio amoniacal estão predominantemente na forma não dissociada NH_3 que, por ser um composto volátil, pode ser removido fisicamente através do desprendimento da massa líquida. O fósforo, nessas mesmas condições, precipita como hidroxiapatita, $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$, ou estruvita, $\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4$.

2.2 Desempenho hidráulico de lagoas de estabilização

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

- reatores de fluxo pistão (plug flow)
- reatores de mistura completa

Entretanto, o regime hidráulico em uma lagoa de estabilização não segue exatamente esses dois modelos ideais, mas sim, um modelo intermediário. A caracterização dos regimes de escoamento no interior das lagoas é de fundamental importância, pois permite avaliar o grau de mistura existente, zonas-mortas, curtos-circuitos e recirculação. O uso de traçadores é uma das metodologias mais tradicionais, usada para a caracterização dos regimes hidráulicos.

Lagoas de estabilização são reatores de fluxo parcialmente disperso sendo atribuídos coeficientes de dispersão entre 0,2 e 2,0 (Mara e Pearson, 1986) e até mesmo 4,0, conforme Arceivala (1981).

Reatores com elevados coeficientes de dispersão ou de mistura completa são os mais ineficientes enquanto que os de fluxo pouco disperso ou próximos do fluxo pistão são os de melhor desempenho. O projeto de lagoas em série tem permitido a utilização de sistemas mais eficientes por se aproximarem mais do modelo ideal de fluxo não disperso resultando, como consequência, a exigência de áreas de terreno menores.

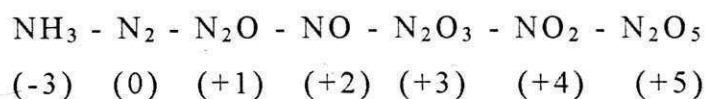
Uma prática comum para melhorar as condições de escoamento do líquido em lagoas é a utilização de chicanas (Middlebrooks *et al.*, 1982). Chicanas são barreiras ou peças

divisórias que podem ser fixas ou removíveis (*Ibid*). Existem chicanas do tipo transversal, vertical e longitudinal (Figura 2.2).

Embora as chicanas sejam consideradas úteis, primeiramente, para melhorar o ordenamento do líquido nas lagoas, elas também se comportam igualmente a discos de contato, servindo de substrato para a adesão de algas e bactérias.

2.3 Nitrogênio

O maior reservatório de nitrogênio é a atmosfera, onde esse elemento químico encontra-se na forma de N_2 (nitrogênio molecular), o qual constitui 79% da atmosfera terrestre. Apesar dessa grande abundância, ele não é encontrado em grandes quantidades na crosta terrestre (apenas ocupa o 33° lugar em ordem de abundância relativa) (Lee, 1991). O nitrogênio é essencial para a vida e, quando combinado, faz parte do protoplasma das células de todos os seres vivos. Esse elemento forma substâncias orgânicas (aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos) e, do ponto de vista da química inorgânica, pode existir em sete estados de oxidação (Sawyer *et al.*, 1994).



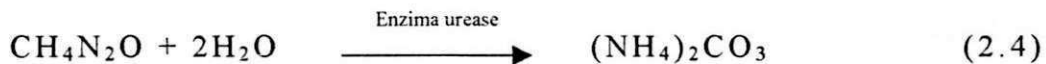
2.3.1 Formas, fontes e teores em águas residuárias

Em águas residuárias domésticas brutas, o nitrogênio está presente principalmente como nitrogênio amoniacal ($\approx 60\%$) e nitrogênio orgânico ($\approx 40\%$). Nitrato e nitrito ocorrem em pequenas

concentrações, que correspondem a menos de 1% do nitrogênio total. Barnes e Bliss (1983), estabelecem faixas de concentração para as diversas formas do elemento encontradas em águas residuárias domésticas brutas:

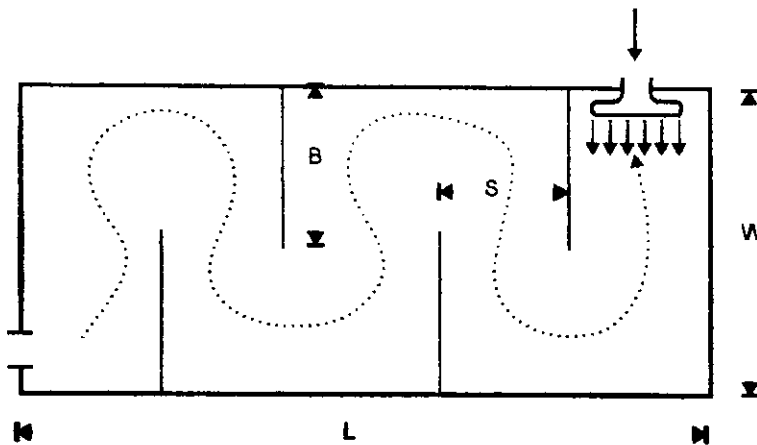
- amônia (10 a 30 mgN/l)
- nitrogênio orgânico (10 a 25 mgN/l)
- nitrato (0 a 0,5 mgN/l)
- nitrito (0 a 0,1 mgN/l)

O nitrogênio é oriundo principalmente de fezes e urina de pessoas e animais (Sawyer *et al.*, 1994). A urina contém nitrogênio resultante da degradação de proteínas, principalmente na forma de uréia, a qual é hidrolisada pela enzima urease produzindo carbonato de amônio, segundo a Equação 2.4 (Hanson e Lee, 1971).



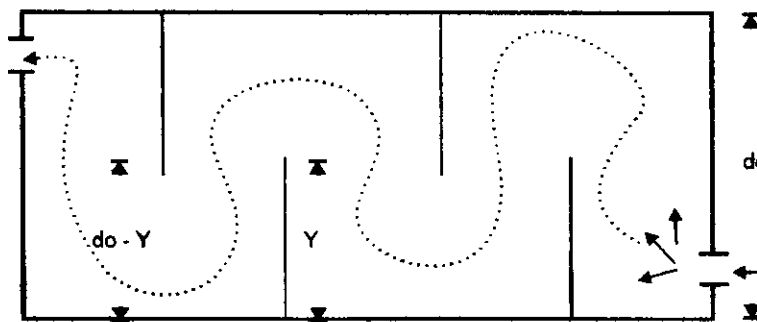
As proteínas que não são assimiladas pelo organismo, são eliminadas pelas fezes, as quais são decompostas por bactérias saprófitas, sob condições aeróbias ou anaeróbias, com liberação de amônia, segundo a Equação 2.5 (Sawyer *et al.*, 1994).





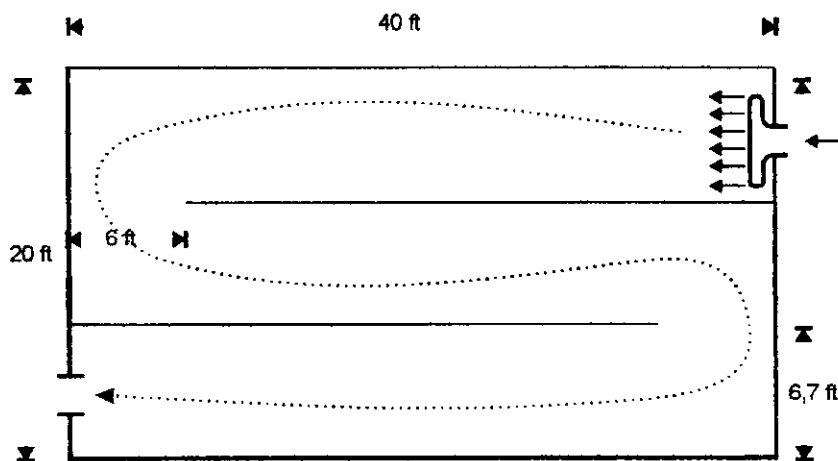
W - Largura
 L - Comprimento
 S - Distância entre chicanas
 B - Extensão da chicana

(a) Desenho esquemático de um reator com chicanas transversais.



do - Largura
 Y - Extensão da chicana

(b) Desenho esquemático de um reator com chicanas verticais.



(b) Desenho esquemático de um reator com chicanas longitudinais

Figura 2.2 - Tipos de chicanas
 Fonte: Middlebrooks *et al.* (1982).

2.3.2 Microbiologia do ciclo do nitrogênio

Os microrganismos desempenham o papel principal no ciclo do nitrogênio que ocorre no meio ambiente. Os mecanismos bioquímicos participantes desse ciclo caracterizam as cinco etapas seguintes: fixação, assimilação, amonificação, nitrificação e desnitrificação (Atlas e Bartha, 1987; Barnes e Bliss, 1983; Grady e Lim, 1980). O ciclo do nitrogênio é mostrado na Figura 2.3.

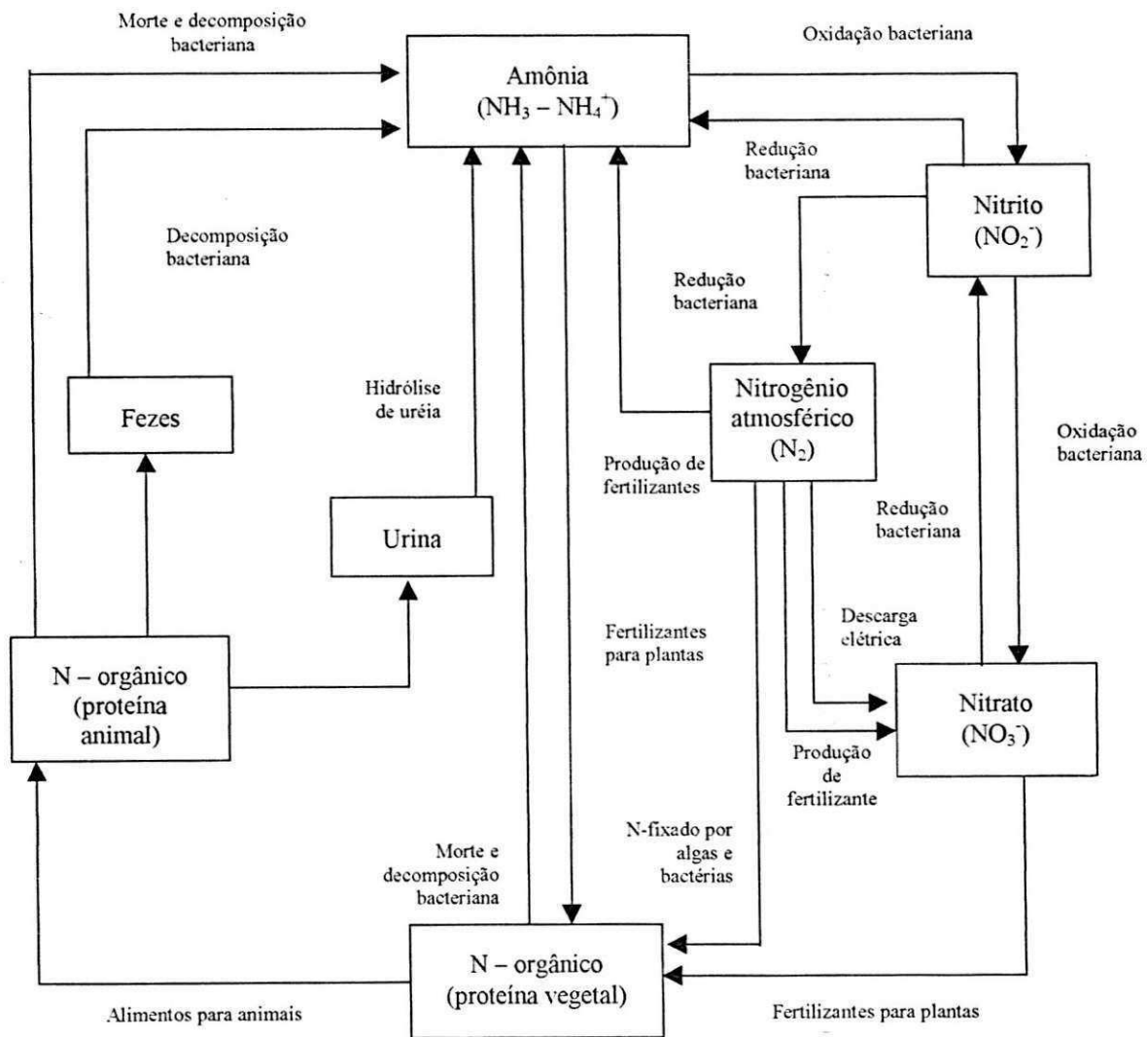
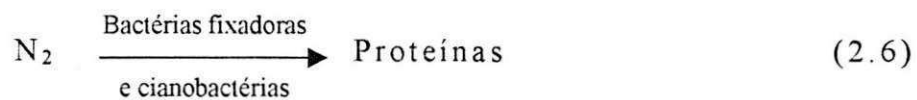


Figura 2.3 – Ciclo do nitrogênio
(Adaptado de Barnes e Bliss, 1983)

2.3.2.1 Fixação do nitrogênio

Poucos são os microrganismos capazes de realizar a fixação do nitrogênio molecular. Algumas espécies de bactérias e cianobactérias, possuidoras da enzima nitrogenase, têm a habilidade de reduzir moléculas de ligações triplas (N_2) com formação de proteínas, de acordo com a Equação 2.6. A fixação biológica de nitrogênio molecular global é de 2×10^8 toneladas de N_2 por ano (Bitton, 1994).



Conforme resumido na Tabela 2.1, existem duas categorias de microrganismos fixadores de nitrogênio (Brock *et al.*, 1984).

⇒ **Microrganismos de vida livre:** nessa categoria está incluída a *Azotobacter* (*A. agilis*, *A. chroococcum*, *A. vinelandii*), bactéria gram-negativa que fixa nitrogênio tanto do solo, como de outros ambientes. Outros microrganismos que participam dessa categoria são *Klebsiella*, *Clostridium* e cianobactérias (*Anabaena*, *Nostoc*, *Aphanizomenon*, *Gloeotrichia*). A fixação do nitrogênio realizada por cianobactérias ocorre nos heterocistos (célula especial capaz de fixar o nitrogênio molecular). Segundo Reynolds (1984), em alguns casos, a fixação desenvolvida por cianobactérias contribui com mais de 50% do nitrogênio que entra em muitos lagos anualmente.

⇒ **Microrganismos de relação simbiótica:** alguns microrganismos podem assumir uma relação simbiótica com plantas para a fixação do nitrogênio molecular. Um exemplo de importância

na agronomia é a associação *Rhizobium*-leguminosa (Bitton, 1994). Destaca-se, também, a associação entre a alga *Anabaena azollae* e a macrófita aquática do gênero *Azolla*.

A fixação é o processo responsável por aproximadamente 60% das transformações que ocorrem com o nitrogênio atmosférico. A fabricação de produtos químicos (tais como fertilizantes e explosivos) e as descargas elétricas que ocorrem na atmosfera contribuem com 30 e 10%, respectivamente (Barnes e Bliss, 1983).

2.3.2.2 Assimilação

Microrganismos heterotróficos e autotróficos assimilam as formas de nitrogênio NH_4^+ e NO_3^- , com posterior produção de proteínas, para o seu crescimento e reprodução, segundo as Equações 2.7 e 2.8.



O íon amônio é a forma de nitrogênio inorgânico combinado, mais prontamente disponível para a assimilação biológica por microrganismos. Algas marinhas preferem amônio a nitrato, onde ambas as fontes do elemento são disponíveis (Reynolds, 1984).

Tabela 2.1 - Microrganismos fixadores de nitrogênio

Categoria	Microrganismo
Fixadores de vida livre	
Aeróbios	<i>Azotobacter sp.</i> <i>Beijeriuckia indica</i> <i>Derxia gummosa</i> <i>Bacillus polymyxa</i> <i>Mycobacterium flavum</i> <i>Spirillum lipoferum</i>
Microaerófilo	<i>Azospirillum sp.</i> <i>Corynebacterium sp.</i>
Facultativo/anaeróbio	<i>Klebsiella sp.</i> <i>Erwinia sp.</i>
Anaeróbios	<i>Erwinia sp.</i> <i>Clostridium sp.</i> <i>Desulfovibrio sp.</i> <i>Chromatium vinosum</i> <i>Rhodospirillum sp.</i> <i>Rhodomicrobium sp.</i> <i>Rhodopseudomonas sp.</i>
Relação simbiótica	
Bactéria-planta	<i>Rhizobium-leguminosa</i> <i>Azospirillum-trigo/milho</i> <i>Frankia-amieiro</i>
Cianobactéria-planta	<i>Anabaena-Azolla</i>

Fonte: Brock *et al.*, (1984).

2.3.2.3 Amonificação

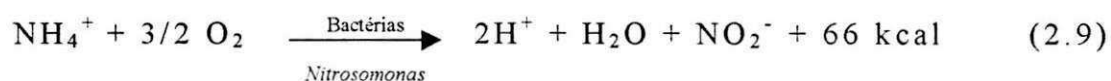
A amonificação é a formação de amônia a partir do processo de decomposição da matéria orgânica nitrogenada (Equações 2.4 e 2.5). Esse processo é levado a efeito, em condições aeróbias e anaeróbias, por uma variedade de microrganismos, tais como, bactérias, actinomicetos e fungos (Bitton, 1994).

Em lagoas de estabilização, a degradação do nitrogênio orgânico ocorre tanto em lagoas anaeróbias como em lagoas facultativas e, em menor proporção, nas lagoas de maturação (de Souza, 1988). Isto, se deve ao fato que, quase todo o material nitrogenado do afluente dessas lagoas encontra-se mineralizado.

2.3.2.4 Nitrificação

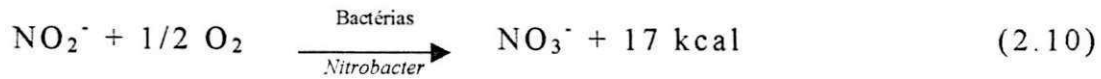
É a oxidação biológica da amônia tendo como produto final da reação o íon nitrato. Tal processo é realizado, predominantemente, por duas categorias de bactérias quimioautotróficas.

⇒ Conversão de NH_4^+ para NO_2^- : nessa primeira etapa, as bactérias *Nitrosomonas* (*N. europaea*, *N. oligocarbogenes*) oxidam amônia para nitrito, de acordo com a Equação 2.9.



As bactérias dos gêneros *Nitrospira*, *Nitrosococcus* e *Nitrosolobus* são, também, capazes de realizar tal oxidação.

⇒ Conversão de NO_2^- para NO_3^- : as bactérias *Nitrobacter* (*N. agilis*, *N. winogradski*) convertem nitrato a nitrito, segundo a Equação 2.10. Esse processo pode ser também desenvolvido por bactérias do gênero *Nitrospira* e *Nitrococcus*.



Quando a população de bactérias nitrificantes está bem estabelecida, o segundo passo, isto é, a oxidação de nitrito para nitrato, ocorre sempre de forma rápida.

Embora os microrganismos nitrificantes autotróficos sejam predominantes na natureza, a nitrificação também é realizada por bactérias heterotróficas (*Arthrobacter*) e fungos (*Aspergillus*). Esses microrganismos utilizam fontes de carbono orgânico e oxidam amônia a nitrato. Todavia, a nitrificação heterotrófica é realizada com menor intensidade que a nitrificação autotrófica, desempenhando, assim, contribuição pouco significativa no processo.

Alguns fatores controlam a nitrificação em lagoas de estabilização. Dentre os mais importantes estão: concentração de amônia/nitrito, concentração de oxigênio, pH, temperatura, razão DBO/TKN e presença de substâncias tóxicas (Grady e Lim, 1980; Hawkes, 1983; Metcalf e Eddy, 1991):

- concentração de amônia/nitrito: o crescimento de bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, depende da concentração de amônia e nitrito, respectivamente. Como as bactérias *Nitrobacter* crescem mais rápido que as *Nitrosomonas*, a etapa limitante no processo de nitrificação será a conversão de amônia para nitrito realizada pelas *Nitrosomonas* (Barnes e Bliss, 1983);

- concentração de oxigênio dissolvido: a nitrificação é um processo predominantemente aeróbio e, como tal, ocorre somente em regiões onde há disponibilidade de oxigênio (Esteves, 1998). Entretanto, estudos realizados com culturas puras têm demonstrado a possibilidade do crescimento de *Nitrobacter* na ausência de oxigênio molecular, com nitrato usado como acceptor de elétrons e substâncias orgânicas como fonte de carbono (Brock *et al.*, 1984);

- temperatura: a taxa de crescimento de bactérias nitrificantes é afetada pela temperatura. Segundo Hittlebaugh e Miller (1981), a temperatura ótima para o desenvolvimento dessas bactérias é em torno dos 30 °C;

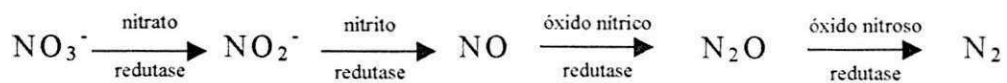
- pH: o pH ótimo para o desenvolvimento de bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* deve situar-se na faixa entre 7,5 e 8,5. No entanto, a nitrificação cessa se o pH atingir valores inferiores a 6,0 (Painter, 1970);

- razão DBO/TKN: a fração de organismos nitrificantes diminui quando a razão DBO/TKN aumenta. Em processos em que ocorrem, simultaneamente, tanto a oxidação carbonácea como a nitrificação, essa taxa é maior que 5, enquanto que, quando a nitrificação ocorre separadamente, essa razão é menor que 3 (Metcalf e Eddy, 1991);

- substâncias tóxicas: as bactérias nitrificantes são bastante sensíveis a vários compostos tóxicos encontrados em águas residuárias. Entre eles estão: cianetos, tiouréia, fenóis, anilinas e certos metais pesados (prata, mercúrio, níquel, cromo, cobre e zinco) (Bitton, 1994);

2.3.2.5 Desnitrificação

É um processo anaeróbio de redução bioquímica de formas oxidadas de nitrogênio, tais como nitrito e nitrato, com formação de nitrogênio gasoso. Esse gás possui baixa solubilidade em águas e, assim, tende a escapar do meio aquoso para a atmosfera em forma de bolhas, dificultando assim, a sedimentação do lodo em processos de sólidos em suspensão (Dean e Lund, 1981). Tal processo ocorre de acordo com a seguinte seqüência:



Os microrganismos que são capazes de realizar a desnitrificação pertencem aos seguintes gêneros: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Spirillum*, *Hyphomicrobium*, *Agrobacterium*, *Acinetobacter*, *Propionobacterium*, *Rhizobium*, *Corynebacterium*, *Cytophaga*, *Thiobacillus* e *Alcaligenes*. No entanto, os gêneros mais comuns são provavelmente *Pseudomonas* (*P. fluorescens*, *P. aeruginosa*, *P. denitrificans*) e *Alcaligenes*, que são freqüentemente encontradas em solos, água e águas residuárias (Painter, 1970; Tiedje, 1988).

Os principais fatores que controlam a desnitrificação em estações de tratamento de águas residuárias e em outros ambientes são os seguintes (Barnes e Bliss, 1983):

- concentração de nitrato: o nitrato serve como acceptor de elétrons para as bactérias desnitrificantes e suas taxas de crescimento dependem da concentração deste;
- condições anóxicas: o oxigênio molecular compete eficientemente com nitrato como acceptor final de elétrons na

respiração dos microrganismos. Assim, a desnitrificação se torna máxima em locais em que predominam condições de baixa oxigenação;

- presença de matéria orgânica: as bactérias desnitrificantes precisam de um doador de elétrons para realizar o processo de desnitrificação. Diversas fontes são usadas para esse propósito, tais como, compostos puros (ácido acético, ácido cítrico, metanol), águas residuárias brutas (domésticas e industriais) e lodos;

- pH: em águas residuárias, a desnitrificação é mais eficiente na faixa de pH entre 7,0 e 8,5, sendo observado que o valor ótimo está em torno de 7,0 (Metcalf e Eddy, 1991);

- temperatura: a desnitrificação ocorre melhor entre 30 e 50 °C. Entretanto, a baixas temperaturas (5 - 10 °C), tal processo é realizado a taxas relativamente baixas;

- efeito de traços de metais: a presença de molibdênio e vanádio estimulam a formação de desidrogenase, uma das enzimas envolvidas no metabolismo do metanol. Molibdênio é essencial para a síntese de nitrato redutase (Chakrabarti e Jones, 1983);

- substâncias tóxicas: os microrganismos desnitrificantes são menos sensíveis a compostos tóxicos que as bactérias nitrificantes (Bitton, 1994).

2.3.3 Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são (Arceivala, 1981; Soares *et al.*, 1995):

- volatilização da amônia;
- assimilação da amônia e nitrato pela biomassa;
- nitrificação e desnitrificação biológica.

O processo físico-químico de volatilização da amônia para a atmosfera é considerado, segundo vários autores (Pano e Middlebrooks, 1982; Toms *et al.*, 1975), o mais importante dos mecanismos envolvidos na remoção de nitrogênio.

Em ambientes aquáticos, é estabelecido o equilíbrio químico entre amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+), segundo a Equação 2.11.



Em valores altos de pH, o equilíbrio é deslocado para a esquerda, e a grande fração do material nitrogenado está na forma de amônia, possibilitando-se assim, a sua volatilização para a atmosfera. Segundo Idelovitch e Michail (1981), praticamente toda a amônia é encontrada na forma iônica a 20 °C e pH 7,0, enquanto que num pH 11,5 e sob a mesma temperatura, toda a amônia encontra-se na forma gasosa.

O mecanismo de volatilização tende a ser mais importante em lagoas de maturação, pois a atividade fotossintética ao longo de toda a coluna d'água nessas lagoas, contribui para a elevação do pH. Além disso, o despreendimento de bolhas de oxigênio da fase líquida supersaturada pode acelerar o escape de NH_3 para a atmosfera.

Segundo Soares *et al.* (1995), lagoas de maturação em série atingem uma eficiência de remoção de amônia entre 70 e 80%, e em lagoas de maturação bastante rasas, essa eficiência pode ser superior a 90%, cumprindo com o padrão de lançamento do CONAMA 20/86, de 5 mgN/l. Lagoas facultativas e aeradas, apresentam eficiência de remoção de nitrogênio entre 30 e 50%.

Entretanto, Ferrara e Avci (1982) sugerem que o principal mecanismo de remoção de amônia é a absorção realizada por microrganismos, particularmente algas. De acordo com esses autores, uma ciclagem contínua de nitrogênio ocorre entre a forma inorgânica solúvel (amônia) e a forma orgânica particulada (biomassa) que sedimenta para o fundo da lagoa onde é degradada por bactérias anaeróbias. A remoção de nitrogênio através da assimilação é considerada temporária, pois, a maioria dos nutrientes presentes no lodo retornam de forma solubilizada à massa líquida.

Reed (1985), sugere que tanto a volatilização como a assimilação biológica, ou ambos os processos, podem ser responsáveis pela remoção de amônia dependendo das condições ambientais, mas a volatilização é considerada o mecanismo mais importante a longo prazo.

O mecanismo baseado no processo biológico de nitrificação-desnitrificação não atua consistentemente em lagoas de estabilização (Stone *et al.*, 1975). Ellis (1983) descreve alguns casos de boa nitrificação especialmente em lagoas de maturação tratando efluentes de filtros biológicos em climas moderadamente quentes, mas também considera esse mecanismo menos importante que os dois processos previamente descritos.

Silva (1982), encontrou as seguintes remoções em lagoas tratando esgoto bruto com uma concentração de 45 mgN-NH₄⁺/l:

(a) 26 – 38% em lagoas anaeróbias operadas com tempo de detenção hidráulica entre 0,8 e 6,8 dias e cargas orgânicas entre 554 e 6695 kgDBO₅/ha.d;

(b) 53 – 62% em lagoas facultativas primárias operadas com tempo de detenção hidráulica entre 11,8 e 18,9 dias e cargas orgânicas situadas na faixa de 162 - 322 kgDBO₅/ha.d;

(c) 32, 48 e 81% em uma série de 5 lagoas (1 anaeróbia, 1 facultativa secundária e 3 de maturação) com tempos de detenção hidráulica totais de, respectivamente, 8,5, 17,0 e 29,1 dias.

2.3.4 Problemas causados pelo nitrogênio

As estações de tratamento de águas residuárias podem lançar com seus efluentes, altas concentrações de nitrogênio amoniacal ou nitrato em corpos aquáticos receptores. Além de causar a eutrofização destes, diversos outros problemas são causados ao meio ambiente com essa prática. Dentre eles estão:

✓ toxicidade

Amônia livre em concentrações maiores que 0,2 mgN-NH₃/l, pode causar a morte de diversas espécies de peixes (Sawyer *et al.*, 1994). Em se tratando de lagoas, ela é tóxica, particularmente para as algas. De acordo com Abeliovich e Azov (1976), baseado em pesquisa com lagoas de alta taxa, o nitrogênio amoniacal, quando presente em concentrações superiores a 28 mgN/l e em ambientes de pH maiores que 8,0, inibe a fotossíntese, aumentando assim, o grau

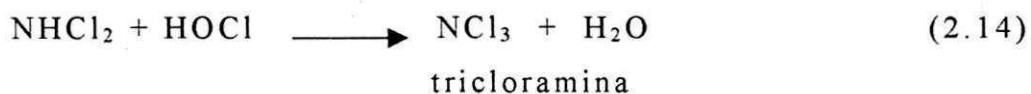
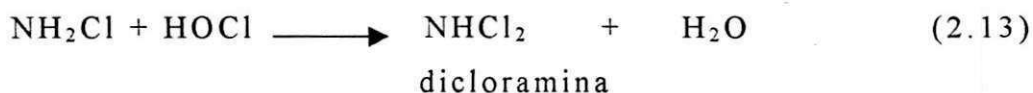
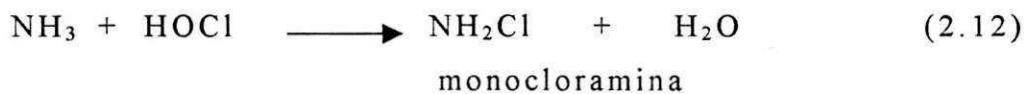
de anaerobiose da lagoa. Entretanto, Mara e Pearson (1986) observaram que algumas espécies de algas resistem a concentrações de amônia de até 70 mgN/l em valores de pH entre 8 e 9 em lagoas de estabilização;

✓ depleção de oxigênio em corpos receptores

A conversão da amônia para nitrito e nitrato necessita de oxigênio molecular, como indicado nas Equações 2.9 e 2.10, e, além disso, a descarga de nitrogênio amoniacal e sua subsequente oxidação podem reduzir seriamente os níveis de oxigênio dissolvido em rios e estuários;

✓ efeito da amônia sobre a cloração

Durante o processo de cloração, o cloro combina-se com amônia com formação de cloraminas, de acordo com as Equações 2.12, 2.13 e 2.14 (Snoeyink e Jenkins, 1980):



Tais compostos possuem efeito bactericida muito menor quando comparado com o cloro livre, e, além disso, quando presentes

em ambientes aquáticos, são tóxicos para peixes e invertebrados. Dicloramina e tricloramina apresentam odores ofensivos;

✓ corrosão

Amônia, em concentrações superiores a 1 mgN/l, pode causar corrosão em tubulações de cobre (Dean e Lund, 1981);

✓ na irrigação de culturas agrícolas

Uma água destinada à irrigação deve atender a alguns requisitos, evitando-se assim, que a mesma prejudique o solo, os equipamentos utilizados no seu bombeamento, o lençol freático e a própria cultura.

Concentrações de nitrogênio total inferiores a 5 mgN/l, mesmo tendo pouco efeito sobre culturas sensíveis, estimula o desenvolvimento de algas e plantas aquáticas em canais e tanques provocando a obstrução de válvulas e tubulações. Concentrações acima de 30 mgN/l podem provocar o crescimento excessivo das plantas, retardamento na maturação e afetar desfavoravelmente o sabor e a textura das plantas comestíveis (Crook, 1991);

✓ aspectos sobre a saúde pública

O nitrato presente em águas de abastecimento a altas concentrações pode causar a metahemoglobinemia em recém-nascidos.

A Agência de Proteção Ambiental Americana, como também a Organização Mundial de Saúde, estabelecem que as concentrações de nitrato não podem exceder 10 mgN/l em águas de abastecimento público (Sawyer *et al.*, 1994; Craun, 1984).

2.4 Fósforo

O fósforo é o 11º elemento mais abundante na crosta terrestre. Ele é essencial para a vida, tanto como material estrutural de células de animais superiores, como no metabolismo dos diversos organismos vivos (Lee, 1991).

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). O fósforo, na forma de adenosina-trifosfato (ATP), e de adenosina-difosfato (ADP), é de importância vital para a produção de energia da célula.

2.4.1 Formas, fontes e teores em águas residuárias

O fósforo ocorre em águas residuárias principalmente como fosfatos. Estes são classificados em ortofosfatos, fosfatos condensados e fosfatos organicamente combinados (Sawyer *et al.*, 1994; Metcalf e Eddy, 1991; APHA *et al.*, 1992). Os compostos inorgânicos de fósforo comumente encontrados em águas residuárias são mostrados na Tabela 2.2.

Do ponto de vista limnológico, todas as formas de fosfato são importantes, no entanto, o ortofosfato dissolvido assume maior relevância, por ser a principal forma assimilada pelas células dos microrganismos (Reynolds, 1984). Em águas, o íon ortofosfato pode apresentar-se em diferentes formas que são dependentes do pH do meio aquoso, como verificado na Tabela 2.3.

Geralmente, as águas apresentam pH na faixa que se situa entre 5 e 8. Dessa maneira, evidencia-se que as espécies iônicas predominantes em corpos aquáticos são H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} .

Tabela 2.2 - Formas de fósforo inorgânico em águas

Composto	Fórmula
ORTOFOSFATO	
trisódio fosfato	Na_3PO_4
dissódio fosfato	Na_2HPO_4
monossódio fosfato	NaH_2PO_4
diamônio fosfato	$(\text{NH}_4)_2\text{PO}_4$
POLIFOSFATO	
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 2.3 - Porcentagem das espécies iônicas de fosfato presentes em solução, em diferentes valores de pH.

pH	% de cada espécie presente		
	H_2PO_4^-	HPO_4^-	PO_4^-
4	99	0,2	7×10^{-10}
5	98	2	7×10^{-8}
6	82	18	6×10^{-6}
7	33	67	2×10^{-4}
8	3	97	2×10^{-3}
9	0,5	99	4×10^{-2}

Fonte: Esteves (1998).

A presença de fósforo em águas residuárias domésticas é tanto de origem animal como vegetal. Esse elemento é proveniente, principalmente, de resíduos de comidas, dejetos humanos e detergentes sintéticos. De acordo com Owens e Wood (1967), Goldman e Horne (1983) e WPCF (1983), os detergentes contribuem com aproximadamente 50% do fósforo presente nos esgotos domésticos. Maki *et al.* (1984), referem-se a valores em torno de 20 a 30%, e, destacam que restos de comida e dejetos humanos são as principais fontes que contribuem com fosfatos em águas residuárias domésticas.

2.4.2 Transformações cíclicas do fósforo em lagoas de estabilização

As transformações que ocorrem no ciclo do fósforo em lagoas de estabilização envolvem processos físicos, químicos e biológicos. Como ilustrado na Figura 2.4, as principais transformações são resumidas da seguinte maneira:

✓ o fósforo orgânico associado ao material suspenso do afluente, deixa a coluna líquida e sedimenta para a camada de lodo onde é decomposto por bactérias anaeróbias, liberando fosfatos condensados, ortofosfatos e fósforo orgânico de menor peso molecular para a massa líquida (de Oliveira, 1990).

Segundo Boers (1991), quando a taxa de sedimentação do material suspenso diminui, observa-se que há um decréscimo na difusão dos nutrientes que se encontram nos sedimentos. A taxa de sedimentação é função do tipo de material particulado presente no afluente. Houngh e Gloyna (1984) observaram uma grande quantidade

de fósforo nos sedimentos das lagoas anaeróbias e facultativas. Todavia, muitos estudos relatam que a liberação do fósforo do sedimento para a massa líquida ocorre em maior proporção sob condições anaeróbias;

✓ a fração de fósforo orgânico solúvel presente na coluna d'água é mineralizada pela atividade bacteriana, sendo convertida em ortofosfato;

✓ o ortofosfato é a forma de fósforo mais prontamente disponível para os organismos aquáticos (Esteves, 1998; Jones, 1992). Ele é assimilado por microrganismos que ao morrerem, sedimentam para a camada bentônica, onde esse material será degradado por bactérias, liberando novamente para a massa líquida o ortofosfato. De acordo com Golterman (1973), em lagos profundos a mineralização do material orgânico pode ocorrer durante a sedimentação deste, na própria coluna d'água, antes mesmo de depositar-se no sedimento. Esteves (1998) observou também esse fenômeno em lagos tropicais;

✓ o ortofosfato pode reagir com íons metálicos (Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+}) presentes no líquido, para formar compostos pouco solúveis que precipitam para o fundo da lagoa. A quantidade de material que pode precipitar é influenciada pelas características da água, principalmente o pH desta. De acordo com Houngh e Gloyna (1984) os precipitados formados pelo ortofosfato com íons ferro são frequentemente observados em lagoas anaeróbias e, tais compostos, retornam para a massa líquida via ressolubilização. O ortofosfato forma precipitados mais estáveis com os íons Al^{3+} , Mg^{2+} e Ca^{2+} . Sob condições aeróbias os precipitados apresentam maior estabilidade que em condições anaeróbias (Somiya e Fujii, 1984);

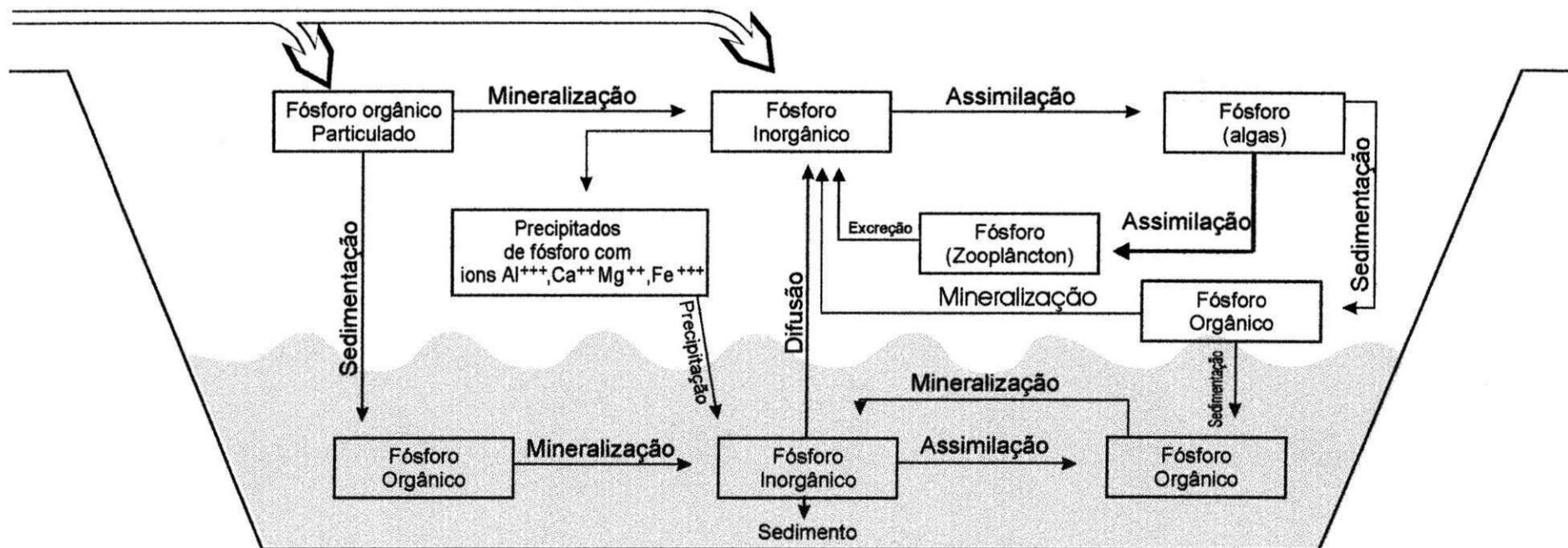


Figura: 2.4 - O Ciclo do fósforo em lagoas de estabilização
(Adaptado de: Araújo et.al., 1995)

✓ o fósforo condensado é gradualmente hidrolisado e transformado em ortofosfato (Sawyer *et al.*, 1994) e alguma fração deste pode ser assimilado por microrganismos (Gachter e Meyer, 1993);

✓ o fósforo inorgânico presente no sedimento é utilizado para a síntese celular de bactérias e, parte dele retorna para a massa líquida.

2.4.3 Mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização

De acordo com Mara e Pearson (1986), a eficiência de remoção de fósforo total em lagoas de estabilização depende de quanto material contendo esse elemento, deixa a coluna líquida e deposita-se na camada de lodo via sedimentação e precipitação, comparado com a quantidade de fósforo que retorna para a massa líquida via mineralização e ressolubilização.

Os principais mecanismos envolvidos na remoção de fósforo em lagoas de estabilização são:

- sedimentação;
- precipitação química;
- assimilação biológica.

✓ Sedimentação

A remoção de fósforo, via sedimentação, ocorre principalmente com a deposição do material orgânico particulado

sobre a camada de lodo da lagoa. A taxa de sedimentação desse elemento é diferente em cada tipo de lagoa. Hounq e Gloyna (1984) observaram que, em lagoas anaeróbias, a taxa de sedimentação era bem superior comparada com lagoas facultativas e de maturação, devido à grande quantidade de material orgânico particulado de alto peso molecular presente no afluente das lagoas anaeróbias.

Silva *et al.*(1987) atribuem a esse mecanismo a maior parte da remoção de fósforo total em lagoas primárias;

✓ Precipitação química

As reações de precipitação são responsáveis pela remoção de ortofosfato da coluna d'água. Os precipitados formados se depositarão sobre o sedimento, na camada inferior da lagoa.

A precipitação química de fósforo ocorre principalmente através de reações do ortofosfato com íons de alumínio, ferro, cálcio e magnésio, os quais se encontram presentes na massa líquida. A quantidade de sais que precipita é função das características da água, particularmente, alcalinidade e pH.

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

Quando sais de alumínio, tais como $Al_2(SO_4)_3$, $Na_2Al_2O_4$ e $AlCl_3$ se encontram presentes na massa líquida das lagoas de estabilização, eles podem reagir com íons fosfatos e alcalinidade de acordo com as Equações 2.15 e 2.16.



A faixa de pH entre 5,0 e 6,5 é considerada ótima para as reações de precipitação anteriores (Eq. 2.15 e 2.16), entretanto, esses valores de pH não são observados comumente em lagoas de estabilização.

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

Os fosfatos podem reagir tanto com íons ferro ferroso (Fe^{2+}), como com os íons ferro férrico (Fe^{3+}). Esses íons podem estar combinados na massa líquida como cloreto férrico, sulfato férrico ou sulfato ferroso.

Os íons Fe^{2+} , quando reagem com o ortofosfato, produzem o FePO_4 , enquanto que os íons Fe^{3+} formam o precipitado, $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, chamado vivianita.

Os íons de ferro reagem com a alcalinidade de água residuária formando flocos de hidróxido de ferro que podem remover fosfatos por adsorção. As Equações 2.17 a 2.20 mostram as reações envolvidas no processo de precipitação de fosfato com íons ferro:



O valor ótimo do pH para a formação de precipitados com íons ferro ferroso é 8,0, enquanto que, a máxima remoção de fósforo com íons ferro férrico ocorre quando o pH está situado na faixa entre

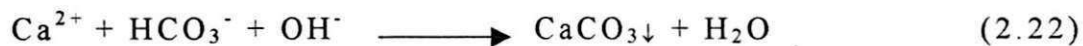
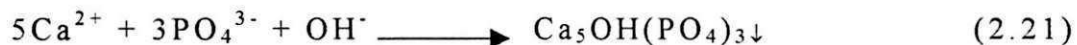
4,0 e 5,0, sendo que os precipitados formados por ferro e fosfatos apresentam taxa de sedimentação lenta.

De acordo com Houg e Gloyna (1984), a maioria das precipitações de fosfatos em lagoas anaeróbias ocorre através de reações com íons ferro.

(c) Precipitação química com íons cálcio (Ca^{2+})

A precipitação química de ortofosfato com íons cálcio ocorre em ambientes de pH elevado. O precipitado formado entre íons cálcio e fosfatos apresenta uma maior estabilidade comparado com os precipitados formados entre íons de alumínio e fosfatos, e principalmente, com os precipitados que envolvem íons ferro (Houg e Gloyna, 1984).

As reações envolvidas no processo são apresentadas de forma simplificada pelas Equações 2.21 e 2.22.



Como a precipitação química de ortofosfato na forma de hidroxiapatita [$\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$] ocorre somente em valores elevados de pH, é de se esperar que, somente as lagoas de maturação de uma série de lagoas de estabilização apresentem taxas de remoção elevadas de ortofosfato.

A taxa de precipitação de fosfato com íons cálcio é afetada por muitos fatores. Os estudos de Jenkins *et al.* (1971), Ferguson *et al.* (1973) e Arvin (1983) têm mostrado que a precipitação de fosfato em águas residuárias é favorecida em concentrações de cálcio superiores a 50 mg/l e com pH maior que 8,0. Menar e Jenkins (1972)

mostram que valores elevados de pH favorecem a precipitação de hidroxiapatita, no entanto, a presença de íons magnésio e carbonato pode inibir tal processo. Ferguson *et al.*(1973), observaram que concentrações de magnésio em torno de 24 mgMg/l ou dureza de 100 mgCaCO₃/l, são capazes de reduzir a precipitação de fosfatos com íons cálcio.

As reações de precipitação de fosfatos com íons cálcio formando hidroxiapatita são consideradas as mais importantes para promover a remoção de fósforo em lagoas de estabilização (Toms *et al.*, 1975; Ellis, 1983). De acordo com Moutin *et al.*(1992), Toms *et al.*(1975) e Somiya e Fujii (1984) os valores mínimos de pH para que ocorra tal reação são, respectivamente, 8,0, 8,2 e 9,0. Observa-se, também, que tanto polifosfatos como fósforo orgânico são removidos através de adsorção em cristais de CaCO₃, que são formados em valores altos de pH (Nurdogan e Oswald, 1995).

Experimentos realizados em uma série de cinco lagoas, com um tempo de detenção total de 29,1 dias na EXTRABES (Silva, 1982) mostram uma faixa de 36 a 54% para remoção de fósforo total. Araújo (1993) e Araújo *et al.*(1995), observaram que, uma alta remoção de fósforo pode ser atingida em lagoas em série que apresentem elevados valores de pH em lagoas de maturação. Segundo eles, lagoas de maturação secundárias com pH em torno de 8,7 e lagoas de maturação terciária com pH superior a 9,0, respectivamente, removem 40 e 50% do ortofosfato solúvel do afluente das mesmas.

De Oliveira (1990), no entanto, estudando uma série de lagoas profundas, em escala piloto, observou baixa remoção de fósforo total e um aumento na concentração de ortofosfato solúvel. Segundo ele, isto pode ser atribuído aos baixos valores de pH observados nas lagoas da série;

✓ Assimilação biológica do fósforo

A principal fonte de fósforo assimilada pelos microrganismos aquáticos é o ortofosfato (Reynolds, 1984). Muitos autores referem-se ao fitoplâncton como os principais microrganismos removedores de fosfato da coluna líquida (Hutchinson, 1957; Pierrou, 1976). As algas assimilam ortofosfato solúvel para o seu crescimento e quando morrem, sedimentam-se, removendo assim, o nutriente da coluna d'água. A mineralização da matéria orgânica sedimentada, libera para a massa líquida ortofosfato solúvel. As bactérias desempenham uma importante função na assimilação do ortofosfato, resultando assim, numa competição com as algas (Vadstein *et al.*, 1993). Araújo *et al.* (1995) e da Silva (1992), relacionam a diminuição do ortofosfato no efluente de lagoas facultativas e de maturação com o crescimento da biomassa de algas.

Muitas bactérias e algas são capazes de armazenar fosfatos, caso seja encontrado em excesso, como polifosfatos (Gachter *et al.*, 1988; Gachter e Meyer, 1993), e muitos microrganismos autotróficos são capazes de absorver fosfatos orgânicos dissolvidos (Russell-Hunter, 1970; Kramer *et al.*, 1972 e Klotz, 1991). Fosfatos orgânicos dissolvidos são reciclados na coluna líquida principalmente durante a autólise. Posteriormente, o fosfato remanescente é mineralizado por bactérias e convertido em ortofosfato que pode ser disponível novamente para a absorção. Fosfato orgânico dissolvido também pode ser disponível para absorção após ter sido hidrolisado por enzimas, do tipo fosfatase, que são produzidas por bactérias, pelo zooplâncton e algumas espécies de algas, sob condições de limitação de fósforo na massa líquida (Rigler, 1973; Berman, 1970 e Guanatilaka, 1983).

A eficiência de remoção de fósforo devido à assimilação biológica torna-se menor à medida que o material sedimentado é mineralizado e desprendido para as camadas superiores das lagoas.

Todavia, essa eficiência pode ser maior quando a assimilação, particularmente realizada por algas, ocorre em ambientes com pH elevado e altas concentrações de cálcio. Estas condições favorecem a autofloculação e a sedimentação das algas com o agente flocculante fosfato de cálcio (Sukenic *et al*, 1985). Nurdogan e Oswald (1995), em seus estudos, simularam a remoção de fósforo em uma lagoa de alta taxa através da autofloculação de algas. Ortofosfato solúvel era quase completamente removido quando a concentração de cálcio no reator se situava em torno de 45 mg/l a um pH em torno de 10,0.

2.5 Eutrofização

A eutrofização é um processo caracterizado pelo enriquecimento de corpos aquáticos por nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo, provocando um aumento na produtividade primária e, comprometendo, por seus efeitos, os múltiplos usos da água. Segundo Esteves (1988), tal fenômeno pode ser considerado natural ou artificial. A eutrofização natural é um processo lento e contínuo, resultado do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e águas de escoamento superficial. No entanto, é a eutrofização artificial a responsável por profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físico-químicas do corpo aquático e no nível de produção do sistema. As principais fontes artificiais de nutrientes são os despejos domésticos e industriais, a drenagem e erosão do solo fertilizado, a queda de partículas provenientes da poluição atmosférica e as águas das chuvas. Dentre as conseqüências da eutrofização estão a mortandade de peixes, obstrução de filtros em sistemas de tratamento de água, sabor a águas potáveis e deterioração de valores recreativos e estéticos.

3.0 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição do sistema experimental.

O sistema experimental XXI, em escala - piloto, foi constituído de quatro lagoas facultativas primárias profundas denominadas F27, F28, F29 e F30 (Figura 3.1) cujas características físicas são apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Características físicas do sistema experimental

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

O sistema, feito em alvenaria de tijolos revestida com argamassa de cimento e areia foi construído sobre uma base de concreto simples nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), situada na cidade de Campina Grande (7° 13' 11" sul, 35° 52' 31" oeste, 550 m acima do nível do mar), Paraíba, região Nordeste do Brasil .

A lagoa F27 era provida de três chicanas paralelas (Figura 3.2), construídas em alvenaria de tijolos cerâmicos, sem revestimento e reforçada por pilares de concreto armado a cada 3 m, distando cerca de 1,7 m uma da outra, formando 4 canais paralelos no interior da mesma.

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

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

A lagoa F28 não era provida de chicanas e, por essa razão, era operada como o reator controle do experimento. O dispositivo de entrada desse reator era constituído por 4 tubos de 75 mm de diâmetro, uniformemente distribuídos ao longo de sua parede frontal. A estrutura de saída de F28 foi semelhante às das lagoas F27 e F30.

A lagoa F29, provida de chicana do tipo vai - e - vem, funcionou, de fato, como um longo canal (75 m) de seção quadrada (2,3 x 2,3 m) (Figura 3.2). Esse reator tinha como dispositivo de entrada um único tubo de 75 mm de diâmetro, localizado no centro da região de entrada do primeiro canal que a constituía. O dispositivo de saída foi constituído por um único tubo de 50 mm protegido por retentor de espuma similar aos das outras lagoas posicionado na linha média de seção da saída do canal.



Figura 3.1 – Vista do sistema experimental, em escala-piloto, localizado na EXTRABES - UFPB – Campina Grande (PB).

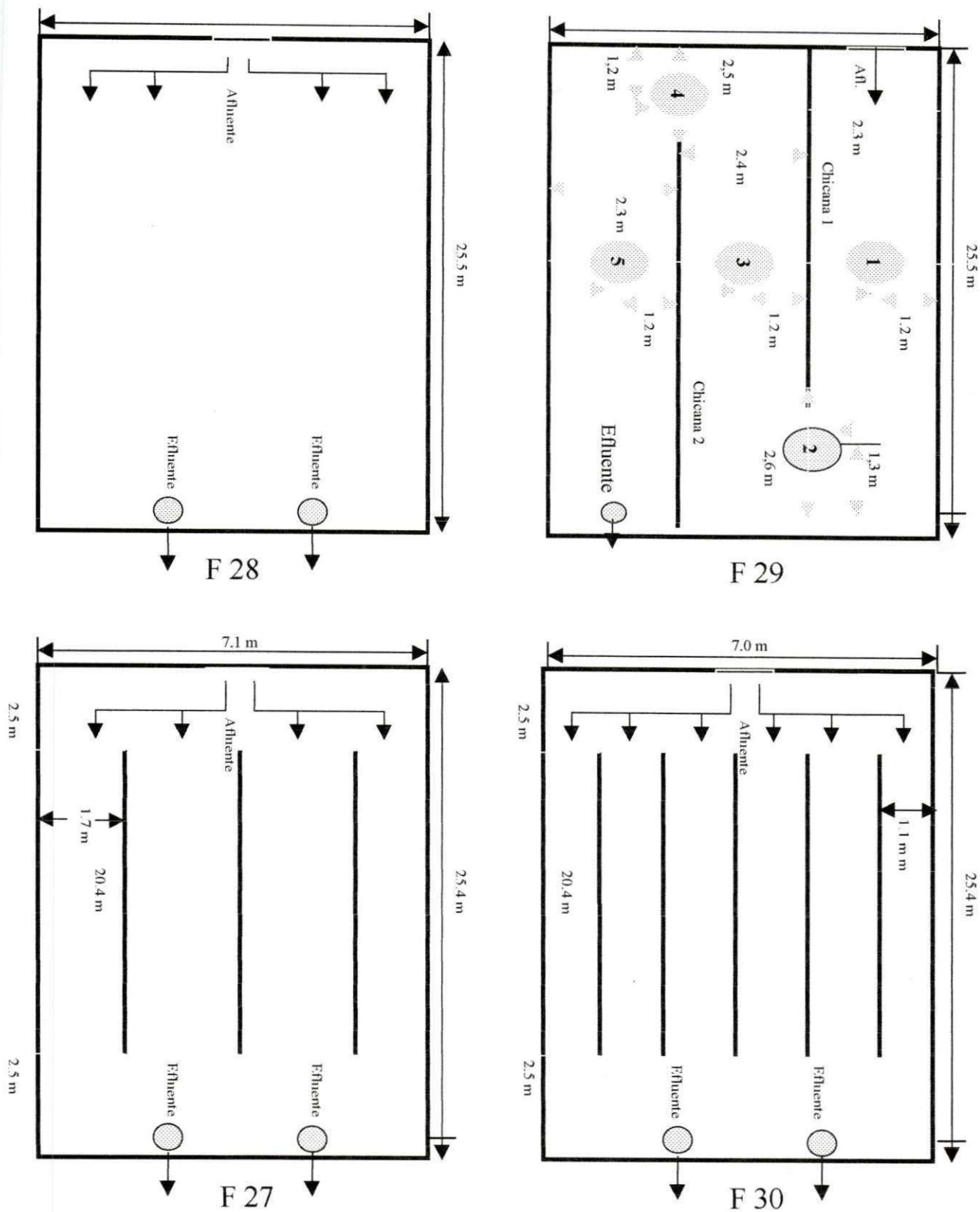


Figura 3.2 - Desenho Esquemático das Lagoas F27, F28, F29 e F30 (EXTRABES – CG/PB).

3.2 Alimentação do sistema experimental

As lagoas foram alimentadas com água residuária bruta tipicamente doméstica do sistema de esgotos de Campina Grande - PB tomada de um de seus interceptores (Interceptor Leste ou da "Depuradora" construído com tubos de concreto de 900 mm de diâmetro) que passa dentro das dependências da EXTRABES. De um poço úmido adjacente a um dos poços de visita do interceptor o esgoto era bombeado, por uma bomba submersível de 1,2 HP e através de uma linha de recalque de 50 mm e cerca de 30 m de extensão, para um tanque de nível constante (TNC) situado no interior da casa de bombas (Figura 3.3). Do TNC, o esgoto era bombeado para cada lagoa a uma vazão de 28 m³/d através de uma bomba peristáltica NETZSCH (modelo NE30A) resultando em tempos de detenção hidráulica de 11,5 d e cargas orgânicas compatíveis com os critérios comumente recomendados para o projeto de lagoas facultativas primárias.

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

A alimentação de F28 foi realizada com a descarga da totalidade da vazão através de 4 tubos de entrada, distribuídos proporcionalmente na extensão da parede frontal, como ilustrado na Figura 3.2. Na lagoa F29 a descarga de toda vazão foi feita por um único tubo de entrada onde o dispositivo estava localizado no centro da extensão transversal da primeira região do canal.

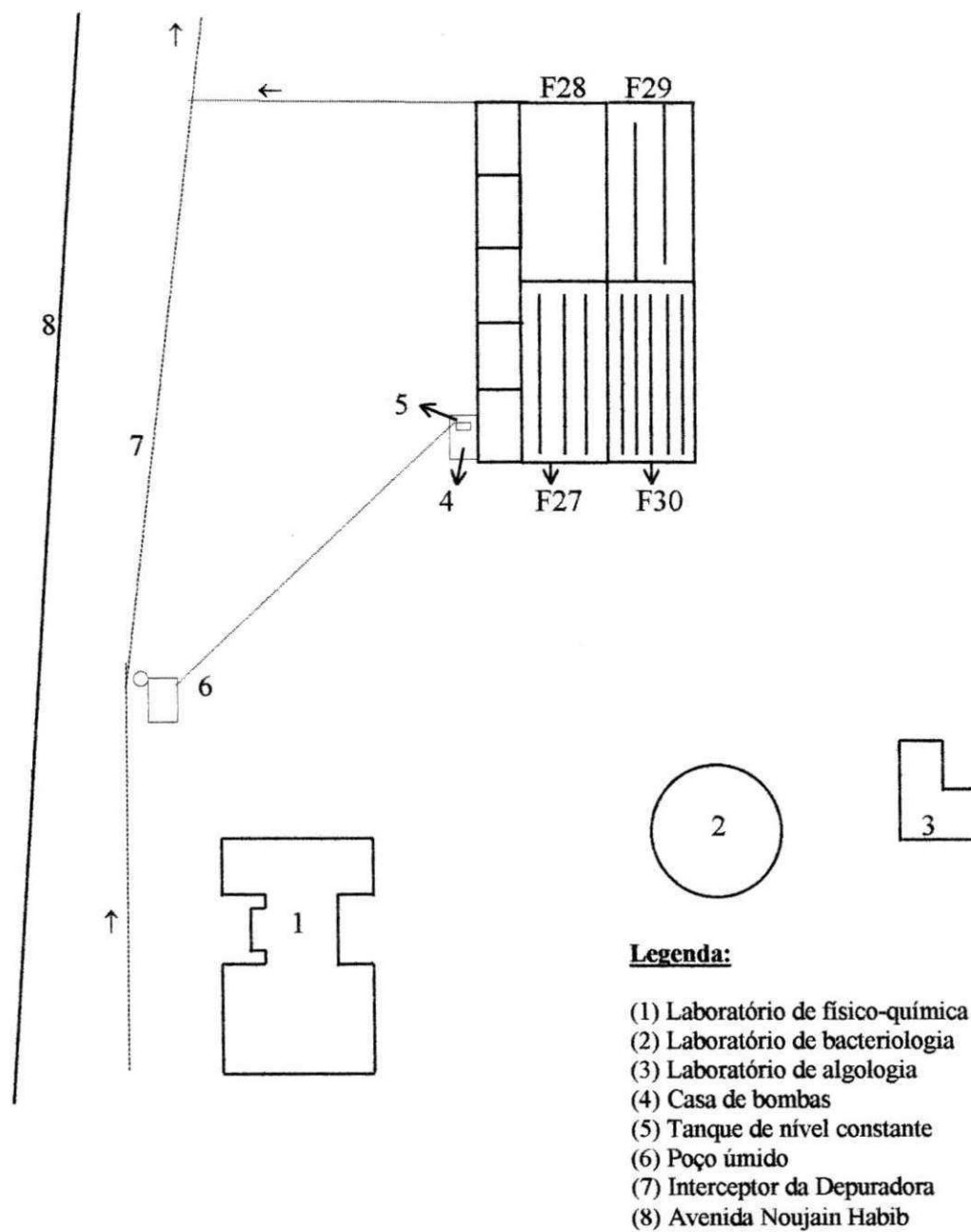


Figura 3.3 - Planta de situação do sistema experimental em escala-piloto, nas dependências da EXTRABES-UEPB – Campina Grande (PB).

A descarga do esgoto afluyente nas unidades era feita a cerca de 0,50 m do fundo, fazendo com que o fluxo hidráulico, ocorresse de montante para jusante e também de baixo para cima.

3.3 Monitoração do sistema experimental

A monitoração do sistema experimental foi realizada em duas etapas sendo que a primeira teve como objetivo a caracterização da massa líquida da lagoa F29. A Segunda etapa constituiu na monitoração de rotina dos efluentes das lagoas F27, F28, F29 e F30.

3.3.1 Caracterização da coluna líquida da lagoa F29 (1ª Etapa)

As amostras para análise foram coletadas semanalmente em cinco pontos (1, 2, 3, 4, 5) demarcados ao longo da lagoa F29, em diferentes níveis (A = 5 cm, B = 50 cm e C = 200 cm) a partir da superfície da lagoa, às 6 h (horário que reflete as condições do período noturno) e às 14h (condições do período diurno).

Usou-se na coleta das amostras uma bomba peristáltica de velocidade variável WATSON MARLOW MODELO 604S (Figura 3.4) e uma mangueira de polietileno, com 12 mm de diâmetro e 12 m de comprimento, dispoendo na extremidade de um dispositivo de coleta de forma cilíndrica, constituído de dois discos de PVC rígido, dispostos em paralelo com 25 cm de diâmetro e separados por uma distância de 5 cm. O amostrador era introduzido perpendicularmente à superfície do reservatório até a profundidade desejada e a amostra era coletada do reservatório por entre os discos, sem que ocorre turbulência da massa líquida. Antes de se efetuar a coleta em cada nível uma descarga de 90

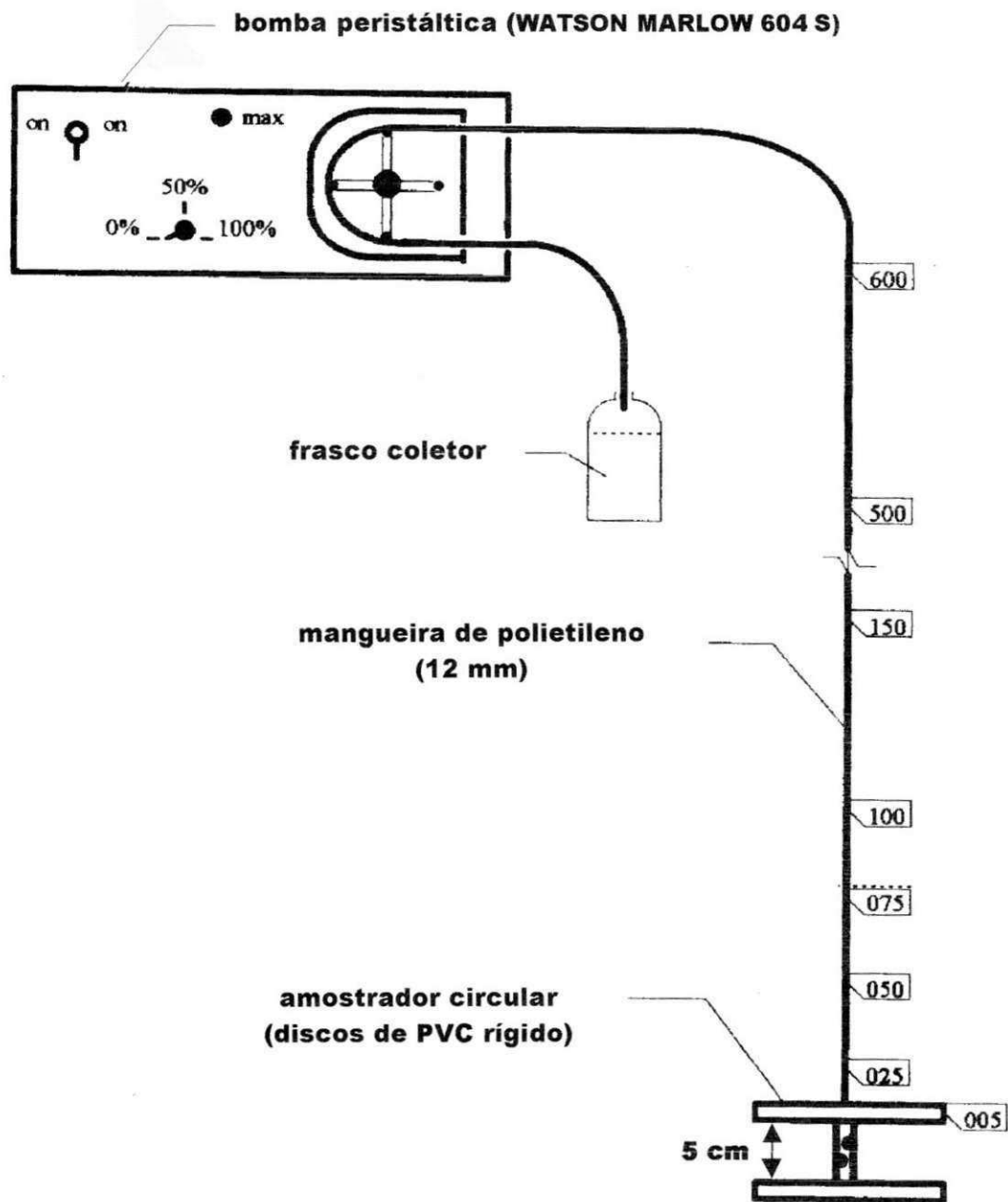


Figura 3.4 – Bomba peristáltica WATSON MARLOW 604S e dispositivo de amostragem.

segundos era realizada para que fosse drenada a água remanescente do nível anterior existente na mangueira, de modo a evitar interferências nas análises.

3.3.2 Monitoração anual dos efluentes das lagoas F27, F28, F29 e F30 (2ª Etapa)

A monitoração de rotina das lagoas F27, F28, F29 e F30, ocorreu no período de 15/10/97 a 14/12/98, sendo baseada na coleta semanal de amostras dos seus respectivos efluentes, às 8 h da manhã.

3.4 Procedimentos analíticos

Os parâmetros analisados na avaliação do desempenho das lagoas em estudo foram os seguintes:

- ✓ variação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido;
- ✓ evolução da biomassa de algas (clorofila *a*);
- ✓ nutrientes (nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel).

Com exceção de clorofila *a*, todos os procedimentos analíticos seguiram as recomendações de APHA *et. al.*, 1992.

As determinações colorimétricas foram realizadas em um espectrofotômetro PHARMACIA LKB (modelo NOVASPEC).

3.4.1 Parâmetros analíticos principais

✓ Nitrogênio amoniacal

Empregou-se o método da nesslerização seguindo procedimento de destilação. As leituras espectrofotométricas foram realizadas a 450 nm.

✓ Nitrogênio orgânico

Foi determinado pelo método da digestão macro-Kjedahl seguido de destilação e nesslerização do nitrogênio amoniacal resultante, com leituras realizadas no espectrofotômetro a 450 nm.

✓ Fósforo total

Determinado pelo método do ácido ascórbico após digestão ácida das amostras com persulfato de amônio autoclavadas a 121°C durante 30 minutos com leituras espectrofotométricas realizadas a 880 nm.

✓ Ortofosfato solúvel

As determinações foram realizadas através do método do ácido ascórbico com leituras espectrofotométricas realizadas a 880 nm, em amostras filtradas.

3.4.2 Parâmetros analíticos auxiliares

✓ pH

Os valores de pH foram determinados pelo método potenciométrico, usando um medidor de pH JENWAY 3030, com eletrodo combinado RUSSEL BNC e uma sonda para compensação de temperatura JENWAY PCT 121.

✓ Oxigênio dissolvido

Determinado pelo método eletrométrico, utilizando um medidor YSI 54A acoplado a um eletrodo de membrana seletiva YSI 5730A dotado de agitador próprio.

✓ Temperatura

As medidas de temperatura foram realizadas durante as coletas das amostras com um termômetro de filamento de mercúrio, marca Incotherm, com escala variando de -10°C a 110°C .

✓ Clorofila *a*

Foi analisada pela técnica da extração a quente com metanol a 90%, conforme o método descrito por Jones(1979). As leituras espectrofotométricas foram efetuadas a 665 nm, para avaliara absorvância da clorofila *a*, e a 750 nm, para corrigir o efeito da turbidez.

3.5 Análises estatísticas

Com base no texto de Sokal & Rohlf (1981) e com o auxílio da planilha eletrônica EXCEL 97 foram aplicadas as seguintes análises estatísticas aos dados amostrais: análise gráfica de distribuição espaço-temporal, análise estatística descritiva, análise de variância (ANOVA: fator único) e análise das matrizes de correlação de todos os parâmetros analisados.

4.0 ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Apresentação e análise dos dados obtidos na monitoração da massa líquida da lagoa F29

As Tabelas 4.1 e 4.2 apresentam as médias e as faixas de variação (valores máximos e mínimos) de todos os parâmetros analisados no período de setembro a novembro de 1998 no efluente e em pontos amostrais da lagoa F29. Foram levados a efeito 6 experimentos compreendendo coletas de amostras pela manhã (6 h) e à tarde (14 h), em três níveis de profundidade (A = 5 cm, B = 50 cm e C = 200 cm) de cinco pontos (1, 2, 3, 4 e 5) distintos, demarcados ao longo da superfície da lagoa.

4.1.1 Temperatura

Durante o período da manhã, os pontos amostrais da lagoa F29 apresentaram, ao longo de toda a monitoração, temperaturas médias de 25 °C (inclusive o efluente). No referido período, os pontos 3A e 5B apresentaram temperaturas mínimas iguais a 23 °C. Temperaturas máximas de 26 °C foram verificadas em todos os pontos amostrais.

No período da tarde, os pontos situados próximos à superfície apresentaram temperaturas médias de 31 °C, entretanto, os situados na parte inferior apresentaram médias entre 25 e 27 °C. Essa diferença de temperatura ao longo da profundidade da lagoa caracterizou sua estratificação térmica, trazendo como conseqüências alguns aspectos negativos, os quais já foram discutidos na seção 2.1.2, que,

provavelmente, contribuíram para a diminuição da eficiência de tratamento do reator.

As Figuras 4.1 e 4.2 mostram a variação espaço-temporal da temperatura para os períodos manhã e tarde, respectivamente.

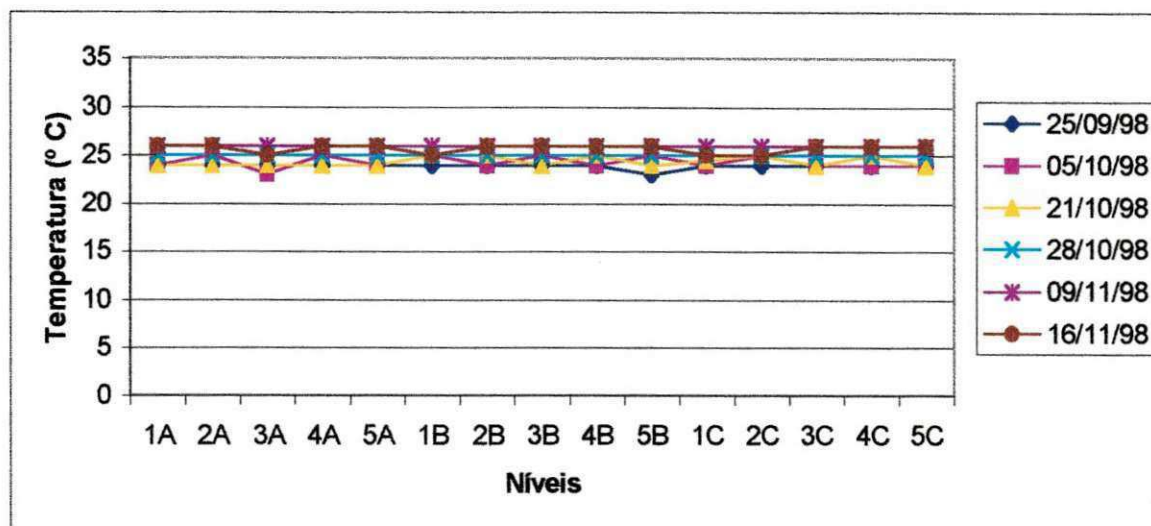


Figura 4.1 – Variação espaço-temporal da temperatura obtida na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

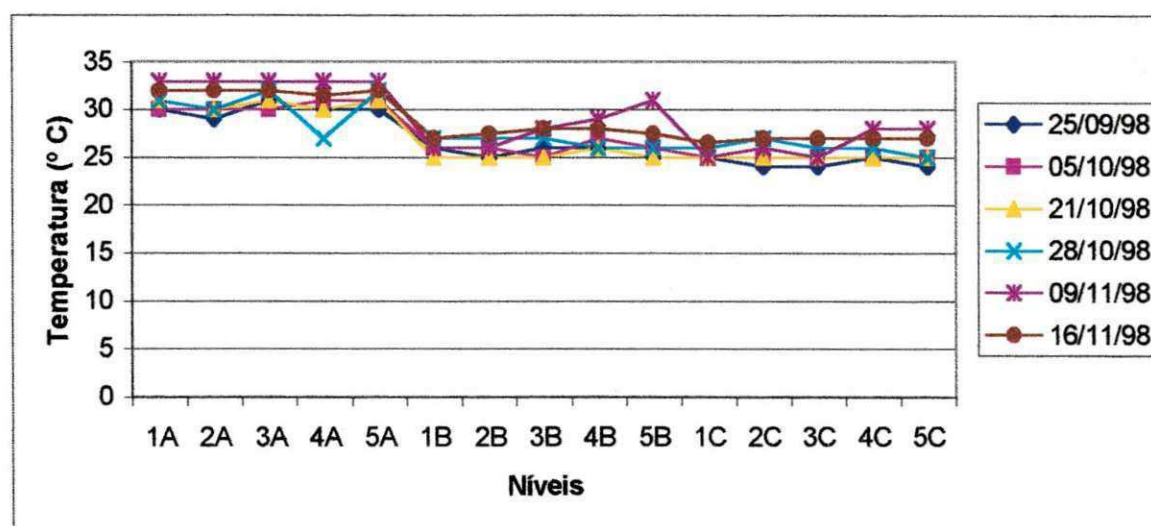


Figura 4.2 – Variação espaço-temporal da temperatura obtida na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

Tabela 4.1 – Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados na massa líquida da lagoa F29 baseados em amostras coletadas às 6 h (setembro a novembro de 1999).

Parâmetros		1A	2A	3A	4A	5A	1B	2B	3B	4B	5B	1C	2C	3C	4C	5C	EFL
P-tot (mgP/l)	X	5,0	5,3	5,8	6,1	5,4	5,8	5,2	5,4	5,7	5,3	6,1	5,4	5,8	5,9	5,9	5,3
	MIN	4,4	5,0	4,8	4,8	5,1	5,0	4,6	4,4	5,0	4,8	5,6	5,0	5,0	4,8	4,9	5,0
	MAX	6,2	6,2	6,4	8,1	5,9	6,8	5,6	6,9	6,8	6,3	6,6	5,8	7,3	7,2	7,8	5,7
P-sol (mgP/l)	X	3,1	3,1	3,1	3,0	3,1	3,3	3,2	3,2	2,9	3,0	3,2	3,3	3,2	3,1	3,0	2,8
	MIN	2,6	2,5	2,5	2,4	2,5	2,7	2,2	2,7	2,2	2,0	2,2	2,7	2,5	2,6	2,0	2,1
	MAX	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	4,2	4,0	3,8	3,7	3,7	3,9	4,0	3,8	3,8	3,8	3,6
N-org (mgN/l)	X	10,0	10,0	10,5	11,1	10,3	10,1	9,6	9,8	10,9	10,8	9,8	9,2	10,1	9,8	10,4	10,8
	MIN	9,2	8,5	9,2	8,4	8,7	7,7	7,4	6,3	7,7	7,8	7,3	6,5	7,4	7,8	7,9	7,4
	MAX	10,9	11,5	12,3	14,8	12,1	13,3	12,3	12,6	13,5	13,6	12,1	11,4	12,7	12,0	13,1	13,6
N-NH ₄ ⁺ (mgN/l)	X	29,6	31,5	31,7	31,7	30,8	32,8	32,8	32,8	32,4	32,4	31,2	31,1	31,7	32,2	32,3	33,2
	MIN	24,7	26,2	26,4	25,5	26,2	23,4	25,2	24,8	23,4	23,7	25,6	25,7	25,0	24,0	26,3	24,5
	MAX	37,7	37,7	38,9	38,8	37,6	40,1	41,0	38,4	39,6	36,8	35,2	37,9	36,9	37,2	39,1	41,9
pH	X	7,7	7,7	7,9	7,9	7,9	7,7	7,7	7,8	7,9	8,0	7,7	7,8	7,9	8,0	7,9	8,0
	MIN	7,5	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,8	7,7	7,4	7,6	7,8	7,8	7,7	7,9
	MAX	7,9	7,9	8,2	8,2	8,1	7,8	7,9	8,0	8,1	8,1	7,9	8,1	8,0	8,0	8,1	8,1
T (°C)	X	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
	MIN	24	24	23	24	24	24	24	24	24	23	24	24	24	24	24	24
	MAX	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
OD (mg/l)	X	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0,1	0,1	0,1
	MIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	MAX	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3
CL _a (µg/l)	X	643	521	528	859	556	322	277	314	518	429	432	416	426	458	492	644
	MIN	235	207	209	335	271	264	164	131	282	198	198	144	147	244	140	220
	MAX	1010	721	821	1875	866	417	400	484	741	666	582	564	599	635	733	1172

Tabela 4.2 – Valores médios e faixas de variação dos parâmetros analisados na massa líquida da lagoa F29 baseados em amostras coletadas às 14 h (setembro a novembro de 1999).

Parâmetros		1A	2A	3A	4A	5A	1B	2B	3B	4B	5B	1C	2C	3C	4C	5C	EFL	
P-tot (mgP/l)	X	5,9	5,7	5,7	6,1	5,7	5,4	5,0	5,4	5,7	5,8	5,8	5,4	5,8	6,2	5,9	6,3	
	MIN	4,1	4,2	4,2	3,5	4,6	4,6	3,4	4,8	4,8	5,6	3,2	3,5	3,8	5,5	4,4	3,7	
	MAX	7,7	7,6	7,9	9,7	6,5	6,0	5,8	5,9	7,7	6,0	8,5	6,7	5,8	7,5	7,4	9,4	
P-sol (mgP/l)	X	1,5	1,1	1,4	1,6	1,1	4,0	3,4	4,0	3,6	3,3	3,4	3,7	4,2	3,8	3,8	2,0	
	MIN	0,5	0,6	0,3	0,5	0,5	2,8	3,2	3,1	2,9	1,3	1,3	3,2	3,2	3,0	3,5	0,4	
	MAX	2,9	1,8	2,8	3,2	1,7	6,2	3,5	4,7	4,9	4,6	4,9	4,0	6,0	4,5	4,0	5,9	
N-org (mgN/l)	X	15,0	12,6	14,1	16,5	16,9	9,2	8,6	8,9	9,8	9,7	8,9	9,1	10,3	9,2	9,7	14,2	
	MIN	10,5	7,6	10,0	10,3	10,9	6,0	4,3	6,0	7,1	8,6	5,4	7,8	6,5	7,7	8,1	10,0	
	MAX	19,5	19,2	18,3	28,4	26,4	12,1	10,3	11,3	12,5	12,0	11,0	10,2	18,1	10,8	11,6	20,1	
N-NH ₄ ⁺ (mgN/l)	X	26,6	25,6	26,1	26,6	25,1	33,4	32,4	34,5	34,8	33,0	32,7	33,9	34,9	34,1	32,8	29,5	
	MIN	19,3	18,2	20,1	15,8	16,6	25,9	26,1	26,8	29,2	28,3	27,4	28,1	28,0	29,4	26,2	21,6	
	MAX	30,8	32,8	34,1	40,8	31,1	38,1	38,2	40,9	39,5	41,1	39,2	39,7	41,3	41,7	37,5	37,5	
pH	X	8,8	8,7	8,9	8,6	8,9	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7	7,7	8,3
	MIN	8,7	8,5	8,8	7,6	8,8	7,3	7,3	7,3	7,4	7,5	7,5	7,4	7,5	7,7	7,4	7,8	
	MAX	8,9	9,0	9,0	9,1	9,1	7,7	7,7	7,7	7,8	8,8	7,7	7,7	7,7	7,8	7,8	8,9	
T (° C)	X	31	31	32	30	32	26	26	27	27	27	25	26	25	26	26	30	
	MIN	30	29	30	27	30	25	25	25	26	25	25	24	24	25	24	29	
	MAX	33	33	33	33	33	27	28	28	29	31	27	27	27	28	28	32	
OD (mg/l)	X	12,3	10,3	9,0	11,2	14,1	1,4	1,3	1,2	1,4	4,7	1,3	1,3	1,3	1,4	1,2	8,2	
	MIN	3,8	5,0	2,0	0,2	5,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	
	MAX	18,8	16,6	17,0	>20	>20	7,9	7,6	6,7	7,6	>20	7,3	7,3	7,2	7,4	6,5	>20	
CL _a (µg/l)	X	2784	2321	955	2646	2707	370	352	256	285	391	310	341	289	328	342	1408	
	MIN	1324	864	528	135	860	246	182	166	184	151	226	238	171	226	271	826	
	MAX	8270	6770	1674	7872	4532	497	604	435	446	1054	424	424	451	433	455	3003	

4.1.2 pH

As Figuras 4.3 e 4.4 mostram as variações de pH observadas nos períodos manhã, às 6 h, e tarde, às 14 h.

Os valores médios de pH, referentes às amostras coletadas às 6 h, se situaram próximos para todos os pontos amostrais. O menor valor foi verificado no ponto 1B (7,7) enquanto que o ponto 4C apresentou o valor máximo (8,0), refletindo o estado de completa mistura da massa líquida no período da noite. O efluente da lagoa registrou média um pouco acima dos demais pontos (8,0).

Às 14 h, o pH apresentou valores médios decrescentes ao longo da profundidade da lagoa. O maior valor médio foi observado no ponto 5A (8,9). Os demais pontos próximos à superfície apresentaram valores médios de pH superiores a 8,60, sendo isto associado à intensa atividade fotossintética das algas nessas camadas. Nos pontos 1B, 2B e 2C foram registrados os menores valores médios (7,6). Apenas a camada superficial da lagoa registrou valores de pH que são suficientes para provocar a reação de precipitação de fosfatos com íons cálcio (Moutin *et al.*, 1992; Toms *et al.*, 1975), mas, segundo Idelovitch e Michail (1981), tais valores de pH são insuficientes para causar apreciável remoção de nitrogênio via volatilização de amônia para a atmosfera.

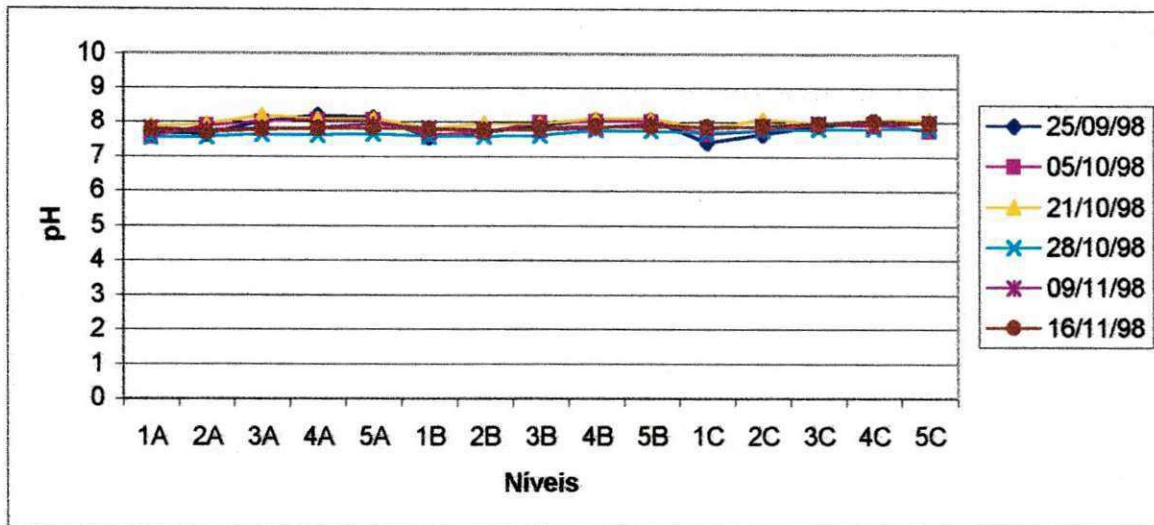


Figura 4.3 – Variação espaço-temporal do pH obtido na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES (Campina Grande).

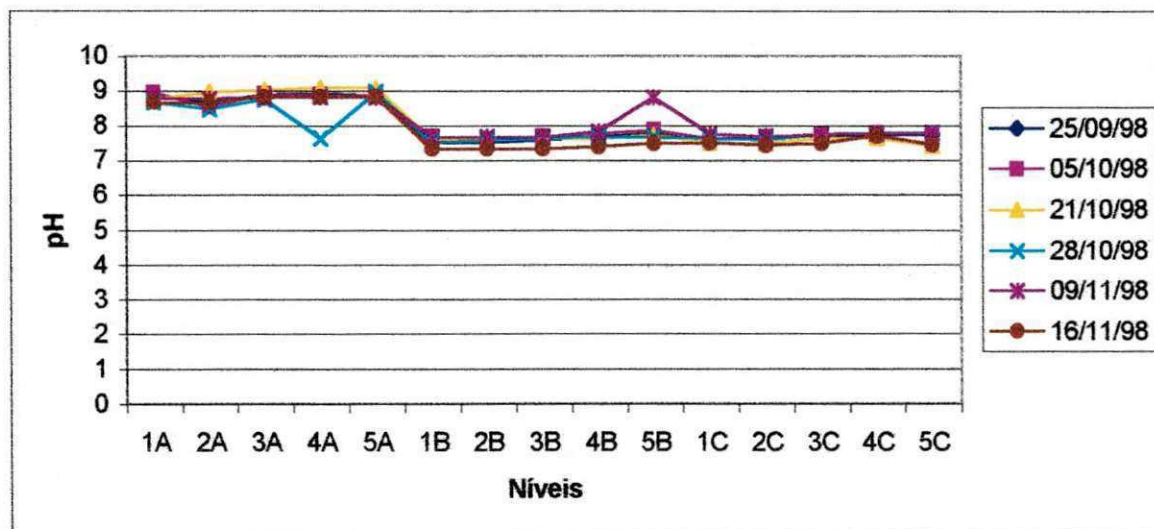


Figura 4.4 – Variação espaço-temporal do pH obtido na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES (Campina Grande).

4.1.3 Oxigênio dissolvido

Conforme demonstrado na Tabela 4.1 e Figura 4.5, as concentrações de oxigênio dissolvido foram predominantemente nulas, nas amostras coletadas no início da manhã, refletindo uma situação de anaerobiose característica de lagoas facultativas primárias no período noturno. Ademais, as características físicas, particularmente a profundidade (2,3 m) e operacionais, como a carga orgânica superficial (330 kgDBO₅/ha.d), contribuíram muito para estabelecer o grau de anaerobiose do reator. De fato, lagoas facultativas primárias têm comumente profundidade de 1,5 m e cargas orgânicas superiores a 300 kgDBO₅/ha.d (Bitton, 1994) mas inferiores a um determinado limite que, comumente, está associado à temperatura ambiente. Por exemplo, para uma temperatura média, do mês mais frio do ano, de 25 °C, Mara (1976) e, posteriormente, Arthur (1983), com base no critério empírico de McGarry e Pescod recomendam cargas orgânicas superficiais máximas de respectivamente, 380 e 440 kgDBO₅/ha.d. Quanto maior a carga orgânica aplicada na lagoa, maior será a quantidade de material orgânico que tem que ser estabilizado por bactérias, e, por conseguinte, maior será a quantidade de oxigênio usado nesse processo. A zona aeróbia de uma lagoa facultativa depende da penetração da luz solar, usada na atividade fotossintética. A luz incidente sobre o reator tende a se extinguir à medida que a mesma penetra ao longo da profundidade. Assim, lagoas rasas possuem uma maior região na qual ocorrem fotossíntese oxigênica e processos baseados na respiração aeróbia, enquanto que reatores profundos apresentam naturalmente maiores condições de anaerobiose.

No período da tarde, essa situação predominou nos níveis mais profundos (50 e 200 cm). No entanto, as concentrações médias nos pontos amostrais superficiais e no efluente foram superiores a 8,2 mg/L

atingindo o maior valor médio no ponto 5A (14,1 mg/l). Esses valores altos de oxigênio dissolvido se devem ao fato de que a penetração de luz na camada superior é eficiente, o que estimula a atividade fotossintética das algas com subsequente produção de oxigênio nessa região da lagoa. De acordo com a Figura 4.6, alguns pontos apresentaram condições de supersaturação, atingindo valores de concentração de oxigênio dissolvido ≥ 20 mg/l.

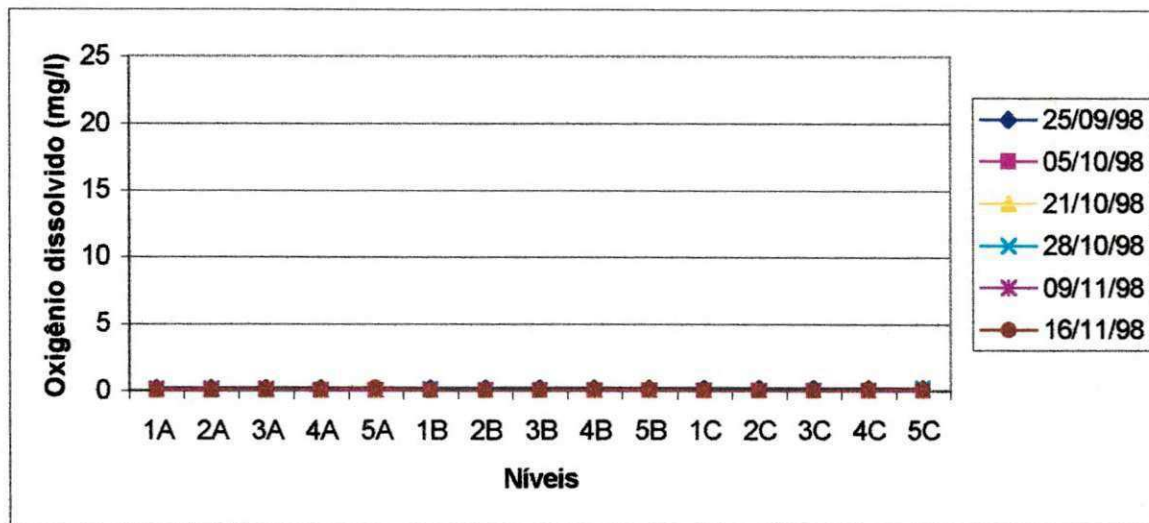


Figura 4.5 – Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido obtido na monitoração pela manhã (6h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

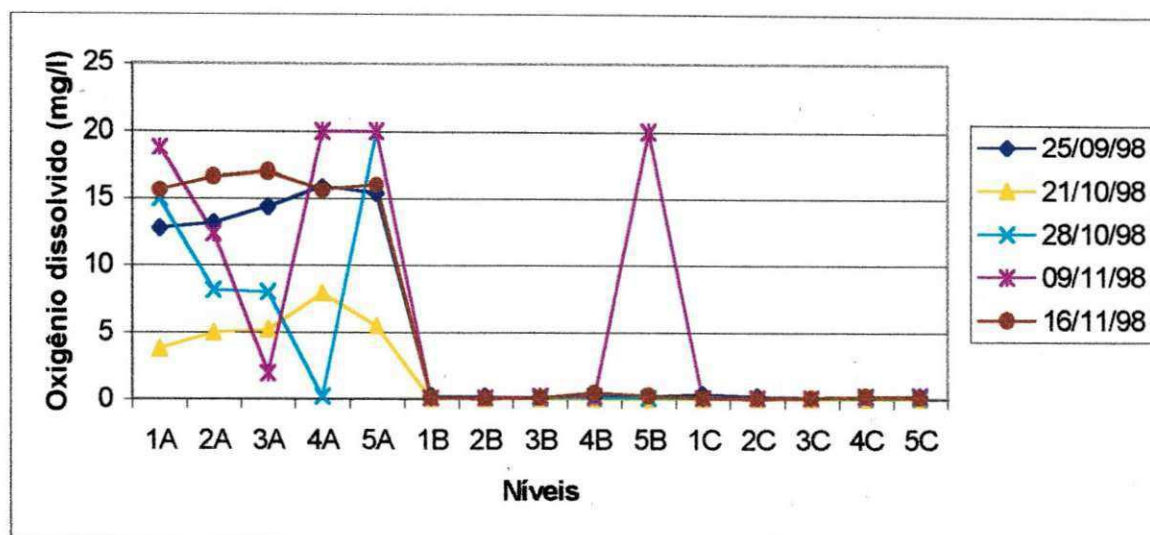


Figura 4.6 – Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido obtido na monitoração da massa líquida da lagoa F29, pela tarde (14 h), do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

4.1.4 Clorofila *a*

A concentração de clorofila *a*, usada para expressar a biomassa do fitoplâncton, sofreu variações ao longo da coluna d'água durante o período da manhã. Foi observado que as concentrações médias na camada superficial foram superiores aos demais níveis de um mesmo ponto amostral, entretanto, os níveis localizados a 50 cm da superfície apresentaram menores concentrações do que os níveis situados a 200 cm. Na ausência da luz, as algas móveis se deslocam para o hipolímnio da lagoa, região que é rica de nutrientes e compostos de fácil assimilação, elementos indispensáveis ao crescimento do fitoplâncton. As algas não móveis, no entanto, permanecem no epilímnio, provavelmente, em condições de limitação de nutrientes. Conforme ilustrado na Figura 4.7, é possível verificar que a concentração máxima

foi detectada no ponto 4A (1875 $\mu\text{g/l}$) e a mínima foi atingida no ponto 3B (131 $\mu\text{g/l}$). O efluente apresentou concentração média de 644 $\mu\text{g/l}$.

A Figura 4.8 mostra a variação espaço-temporal das concentrações de clorofila *a* na massa líquida da lagoa F29 às 14 h.

As amostras coletadas nesse período apresentaram concentrações médias de clorofila *a* com tendência de decréscimo ao longo da profundidade da lagoa. O ponto 1A registrou a maior média (2784 $\mu\text{g/l}$), enquanto que a menor concentração média foi atingida no ponto 3B (256 $\mu\text{g/l}$). Essas altas concentrações no nível superficial são devidas à maior produtividade do fitoplâncton, como também pela migração das algas móveis das camadas mais profundas em decorrência da farta iluminação no período diurno. As concentrações médias obtidas a 200 cm da superfície juntamente com os pontos amostrais 3B, 4B e 5B no período da tarde, apresentaram valores inferiores quando estes são comparados com os valores obtidos para os mesmos pontos no período da manhã. Isto também pode ser devido ao deslocamento intenso das algas ao longo da coluna d'água. Entretanto, com os pontos 1B e 2B aconteceu o contrário, e isto pode ter acontecido devido à dificuldade de penetração de luz nessa região de entrada da lagoa, já que se trata de um local que recebe esgoto bruto com grande quantidade de sólidos em suspensão, o que contribuiu para a pouca transparência da massa líquida.

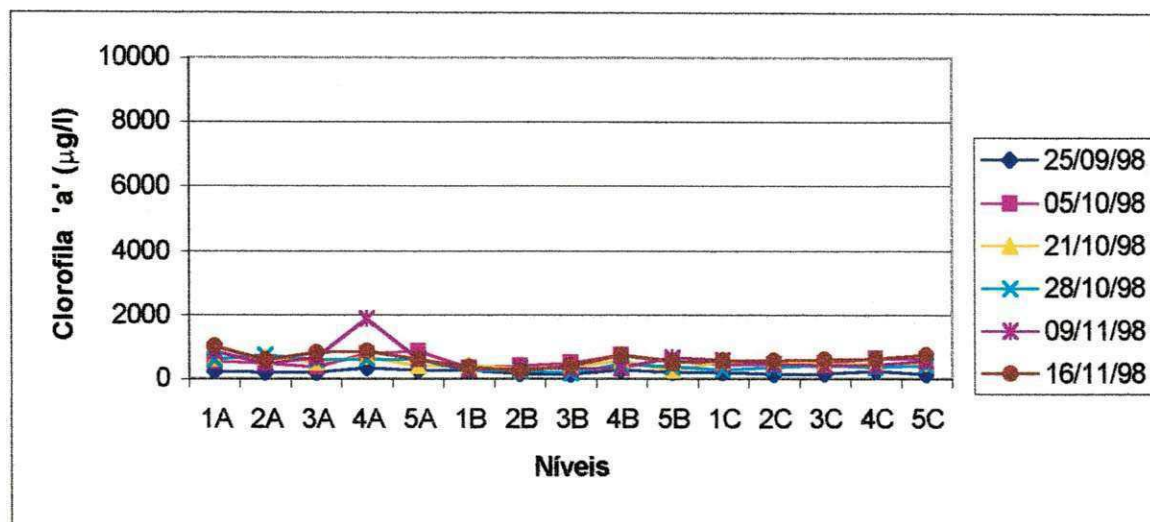


Figura 4.7 – Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila *a* obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

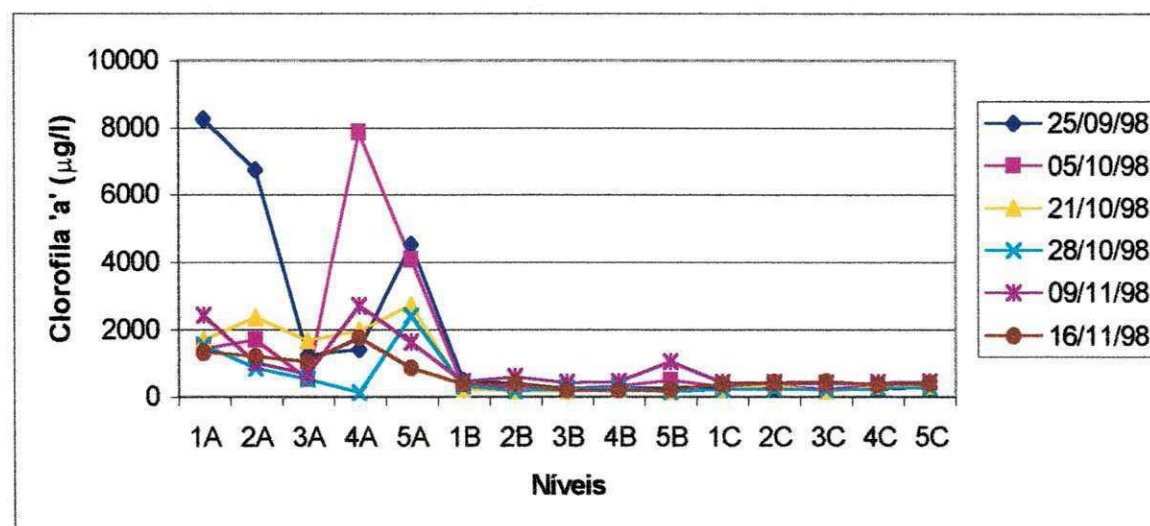


Figura 4.8 – Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila *a* obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

4.1.5 Nitrogênio amoniacal

A Figura 4.9 mostra a variação espaço-temporal das concentrações de amônia no período da manhã. Os valores se situaram entre 23,4 e 41 mgN/l. Foi observado um aumento nos valores de nitrogênio amoniacal nas últimas semanas de análises.

Em termos de concentrações médias foi verificado que os valores de todos os pontos amostrais, nesse período (Figura 4.10), se situaram em uma estreita faixa de concentração (29,6 – 32,8 mgN/l) e isto pode ser atribuído ao grau de mistura completa em que o reator se encontrava. O efluente apresentou concentração média de 33,2 mgN/l. As bactérias anaeróbias favorecidas pela ausência de oxigênio dissolvido em toda a massa líquida da lagoa podem ter contribuído para a decomposição do nitrogênio orgânico, já que as condições de anaerobiose são excelentes para a degradação dos diversos tipos de compostos orgânicos que são encontrados nas águas residuárias.

O comportamento do nitrogênio amoniacal na lagoa F29, no período da tarde, pode ser observado na Figura 4.11. A menor concentração (15,8 mgN/l) foi detectada no ponto 4A e a maior delas (41,7 mgN/l) verificada na última data no ponto 4C. As concentrações também sofreram acréscimo nas últimas semanas de coleta nos demais pontos amostrais, nesse período.

A camada situada a 5 cm da superfície apresentou as menores médias (Figura 4.10), sendo a menor delas detectada no ponto 5A (25,1 mg/l). Isto se deve ao fato que, em ambientes com pH 8,6 a 30 °C, como é o caso aqui, a amônia apresenta uma fração considerável na forma não dissociada, NH_3 , que pode se desprender da massa líquida por volatilização. Segundo a equação descrita por Erickson (1985), nessas mesmas condições, a razão $[\text{NH}_3]/[\text{NH}_4^+]$ entre as espécies gasosa e iônica é igual a 0,32. Reed (1985) afirma que os principais fatores que

intervêm no escape de amônia são pH, temperatura, tempo de detenção hidráulica e grau de turbulência da massa líquida. Esse último fator depende principalmente da ventilação sobre a lagoa e do desprendimento de gases que são formados durante os diversos processos que ocorrem na massa líquida, tais como CO_2 , CH_4 , H_2 , N_2 , H_2S e O_2 . Temperaturas mais elevadas atuam como condição colaboradora à volatilização, uma vez que a solubilidade dos gases, em especial NH_3 , diminui com o aumento da temperatura do líquido. A assimilação do íon amônio pela biomassa (Ferrara e Avcı, 1982) e sua posterior sedimentação pode também ter contribuído para esses mais baixos valores de concentração. Segundo Esteves (1988) e Reynolds (1984) o íon amônio é a mais energética fonte de nitrogênio inorgânico combinado. Para este íon, não há necessidade de redução no interior da célula, como ocorre com o íon nitrato, que é reduzido pela nitrato-redutase até amônio. Nitrificação, também é citada pela literatura como uma forma de remoção de nitrogênio amoniacal. Entretanto, esse mecanismo não ocorre normalmente em lagoas de estabilização, particularmente nas facultativas. A concentração de bactérias nitrificantes na zona aeróbia desses reatores é, provavelmente, muito baixa devido a certos fatores como inibição por algas e falta de substratos sólidos para a aderência desses microrganismos e particularmente pela ausência de condições aeróbias contínuas. Assim, como no período da manhã, as médias dos níveis 50 e 200 cm se situaram em uma estreita faixa de concentração (32,4 - 34,9 mgN/l) (Figura 4.10). A concentração média de amônia observada no efluente (29,5 mgN/l) foi superior ao valor de 28 mgN/l, atribuído por Abeliovich e Azov (1976) como sendo tóxico para algas sob pH 8,0, que é o pH referenciado pelos autores e também o pH médio do efluente. A amônia penetra nas células dos organismos fotossintetizantes através da membrana citoplasmática e altera o aparelho fotossintético, em virtude de ser eletricamente neutra e promover a solubilização dos lipídeos celulares. Entretanto não houve

associação entre o valor máximo de amônia com o mínimo de biomassa de algas (Tabela 4.2), sugerindo que, durante o experimento, houve uma afinidade metabólica entre o fitoplâncton e a concentração de nitrogênio amoniacal. Shillinglaw e Pieterse (1977) afirmam que a toxidez da amônia à população de microalgas pode diminuir o desempenho das lagoas de estabilização e levar a um arraste da população algal e à anoxia do reator, mesmo sob baixas cargas orgânicas superficiais. Segundo Mara e Pearson (1986), algumas espécies de algas podem resistir a concentrações de amônia de até 70 mgN/l em valores de pH entre 8,0 e 9,0 e desempenhar, sem maiores problemas, suas atividades metabólicas. Estudos de Matusiak (1976), sobre o tratamento de águas residuárias provenientes de uma indústria de fertilizante, relatam que culturas de *Chlorella vulgaris* cresceram a concentrações de amônia de 600 mgN/l com pH entre 8 e 9. Segundo König (1984), a população de bactérias heterotróficas (inclusive os coliformes fecais) são menos sensíveis à amônia do que a população de algas.

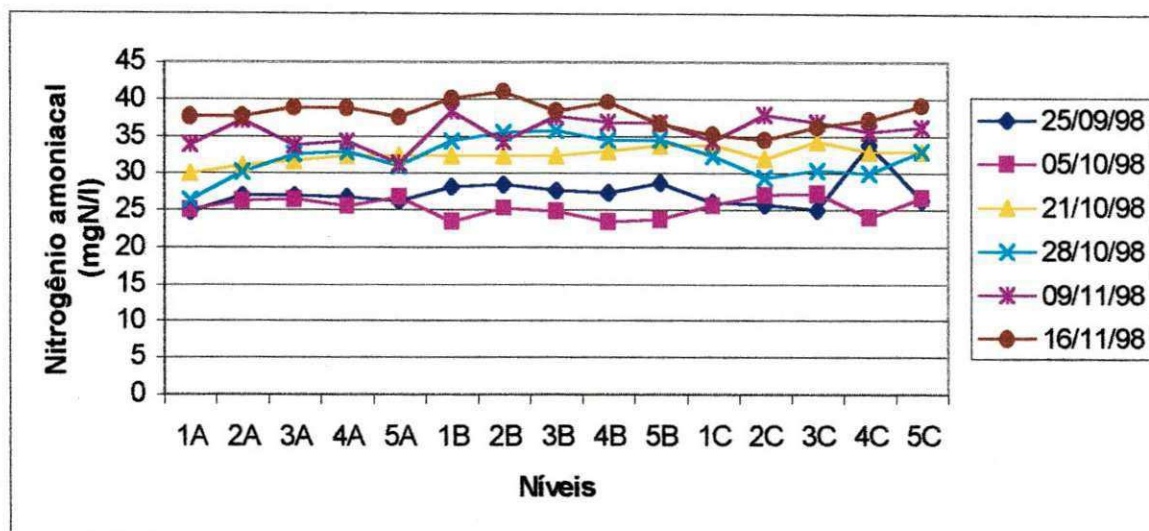


Figura 4.9 – Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

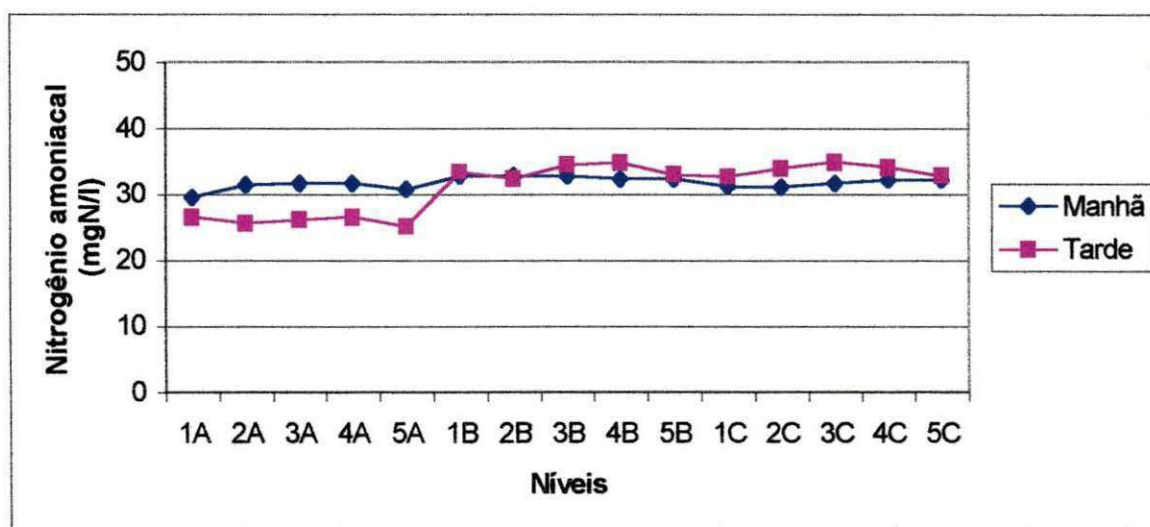


Figura 4.10 – Teor médio de nitrogênio amoniacal na coluna líquida da lagoa F29.

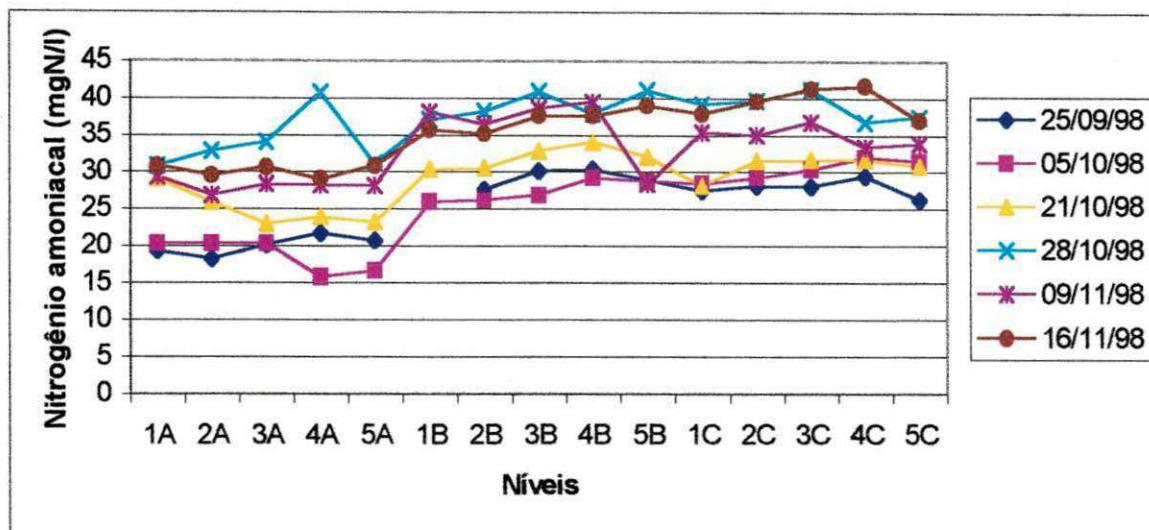


Figura 4.11 – Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

4.1.6 Nitrogênio orgânico

As concentrações de nitrogênio orgânico, referentes às amostras coletadas às 6 h, variaram dentro da faixa 6,3 – 14,8 mgN/l (Figura 4.12). Na data 25/09 foram registrados os maiores valores de concentração para quase todos os pontos amostrais. Em termos de concentrações médias (Figura 4.13), foi observado que os valores obtidos nos três níveis do reator foram muito próximos, mostrando uma tendência de uniformidade. O maior valor médio foi detectado no ponto 4A (11,1 mgN/l) e a menor média ocorreu em 2C (9,2 mgN/l). O efluente, nesse período, apresentou concentração média de 10,8 mgN/l.

A Figura 4.14 mostra a distribuição espaço-temporal do nitrogênio orgânico no período da tarde. Com relação às concentrações médias (Figura 4.13), foi verificado que o nível 5 cm apresentou valores

médios superiores aos demais, sendo o maior deles registrado no ponto 5A (16,9 mgN/l). Por estar localizado na parte final e na superfície da lagoa esse ponto tendeu a apresentar maior facilidade de penetração de luz, propiciando assim, uma maior atividade fotossintética das algas, às quais está associada uma maior concentração de nitrogênio orgânico, razão dos valores altos desse parâmetro na camada superficial. Os demais níveis apresentaram concentrações médias mais uniformes situadas na faixa 8,6 – 10,3 mgN/l. Apenas os pontos superficiais (Ver Figura 4.13), no período da tarde, apresentaram valores um tanto superiores quando comparados com os dados da manhã. As médias do período da manhã e dos níveis 50 e 200 cm à tarde tenderam à uniformidade.

As condições de anaerobiose do reator verificadas pela manhã e nos pontos localizados nas camadas mais profundas da lagoa, à tarde, podem ter contribuído para uma intensa amonificação dos compostos orgânicos nitrogenados, favorecendo um decréscimo nas concentrações de nitrogênio orgânico. No entanto, a assimilação do íon amônio pelas algas nas camadas mais iluminadas da lagoa, à tarde, fez com que houvesse uma reciclagem entre as formas amoniacal e orgânica, já que, possivelmente, a volatilização ocorreu apenas no nível superficial da lagoa no período de insolação. Essa dificuldade relacionada à remoção de nitrogênio pode ser atribuída ao intenso ciclo de transformações que existe entre as espécies desse elemento presentes na massa líquida e nos sedimentos. Estes, desempenham um importante papel nos ciclos de nitrogênio e fósforo. Podem atuar como fonte ou depósito dependendo de sua capacidade de liberar ou reter esses nutrientes.

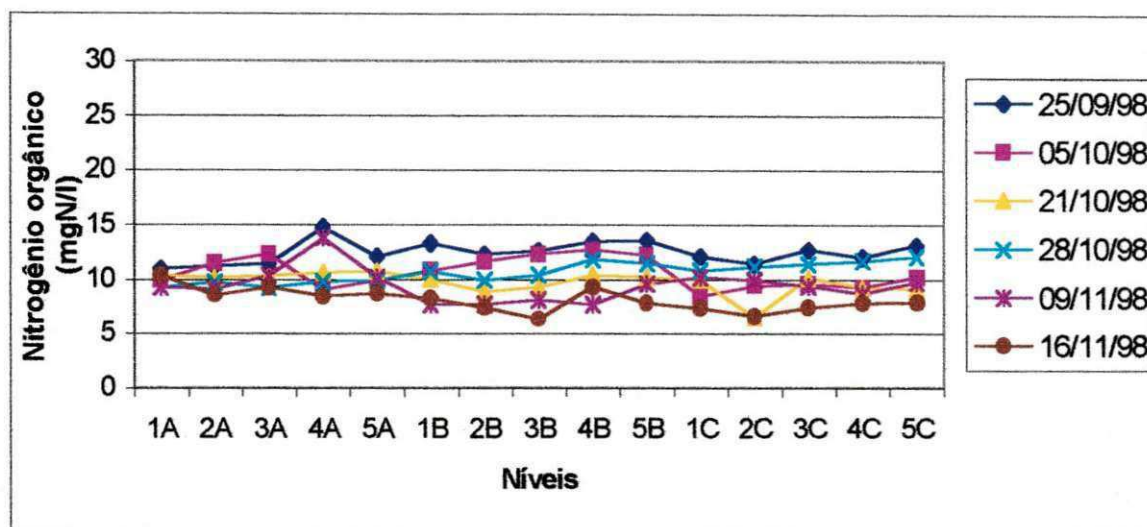


Figura 4.12 – Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio orgânico obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

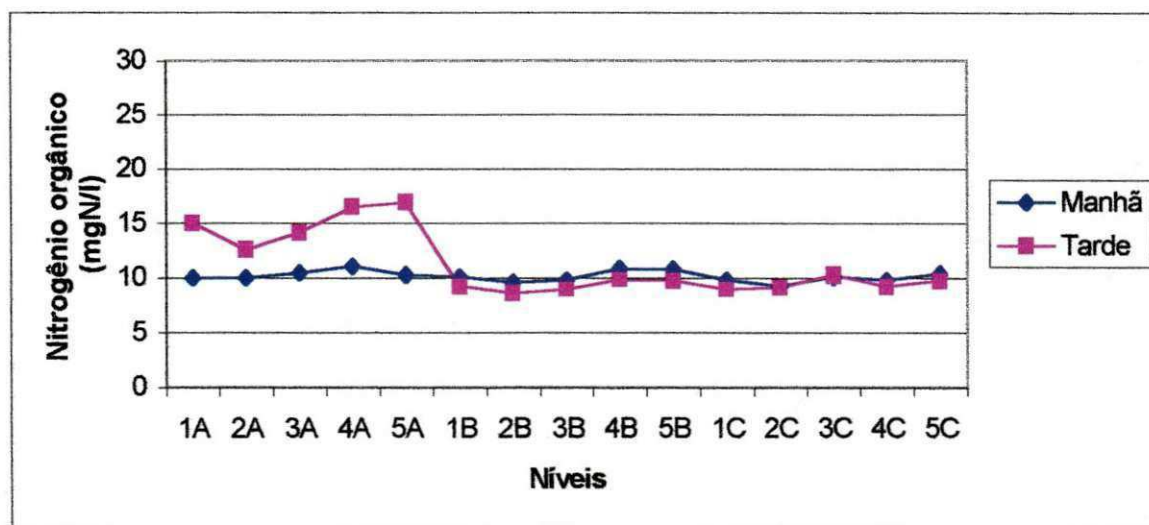


Figura 4.13 – Teor médio de nitrogênio orgânico na coluna líquida da lagoa F29.

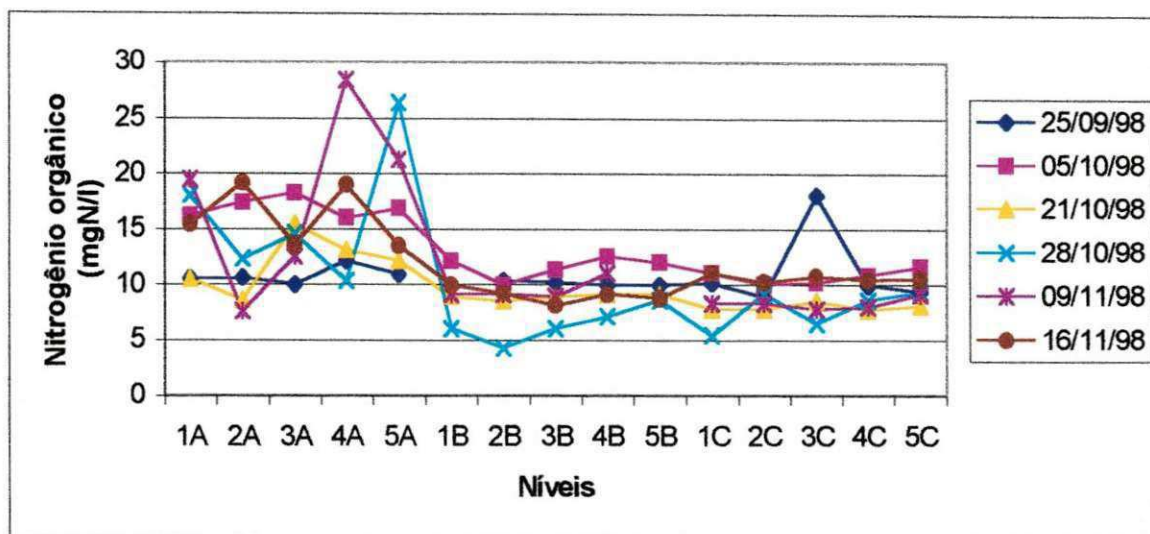


Figura 4.14 – Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio orgânico obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande –PB.

4.1.7 Ortofosfato solúvel

As Figuras 4.15 e 4.16 mostram a variação espaço-temporal da concentração de ortofosfato solúvel para os períodos manhã e tarde, respectivamente. Os valores de concentrações obtidos às 6 h foram bastante uniformes devido ao efeito de mistura completa da massa líquida nesse horário. No entanto, às 14 h, foi verificada uma maior dispersão dos teores dessa espécie química nos diversos pontos amostrais.

Os valores de concentrações médias, obtidos pela manhã, nos diferentes níveis da lagoa (Figura 4.17), se situaram entre 2,9 (4B) e 3,3 mgP/l (1B e 2C). Os valores de pH situados abaixo de 8,0, nesse período, não contribuíram na remoção de ortofosfato solúvel da massa líquida, via precipitação química. As condições mais pronunciadamente anaeróbias caracterizadas por concentrações nulas de oxigênio

dissolvido e os valores de pH situados numa faixa favorável à solubilização do ortofosfato podem ter contribuído para os elevados teores dessa espécie de fósforo em toda a massa líquida no período da manhã e nas camadas inferiores da lagoa, à tarde.

No período da tarde, as camadas mais profundas da lagoa apresentaram médias entre 3,3 e 4,2 mgP/l (Figura 4.17). Esses valores médios são superiores aos do período da manhã. Entretanto, o nível superior registrou as menores médias, atingindo nos pontos 2A e 5A o menor valor (1,1 mgP/l). Os valores de pH, entre 8,6 e 8,9, observados nesse nível do reator, podem ter propiciado uma considerável remoção de ortofosfato solúvel via precipitação química de hidroxiapatita $[Ca_5OH(PO_4)_3]$. Também, a grande quantidade do fitoplâncton (Figura 4.8) pode estar associada com uma acelerada assimilação biológica do ortofosfato, fazendo sua conversão para fósforo orgânico.

Os efluentes dos períodos manhã e tarde apresentaram concentrações médias de, respectivamente, 2,8 e 2,0 mgP/l.

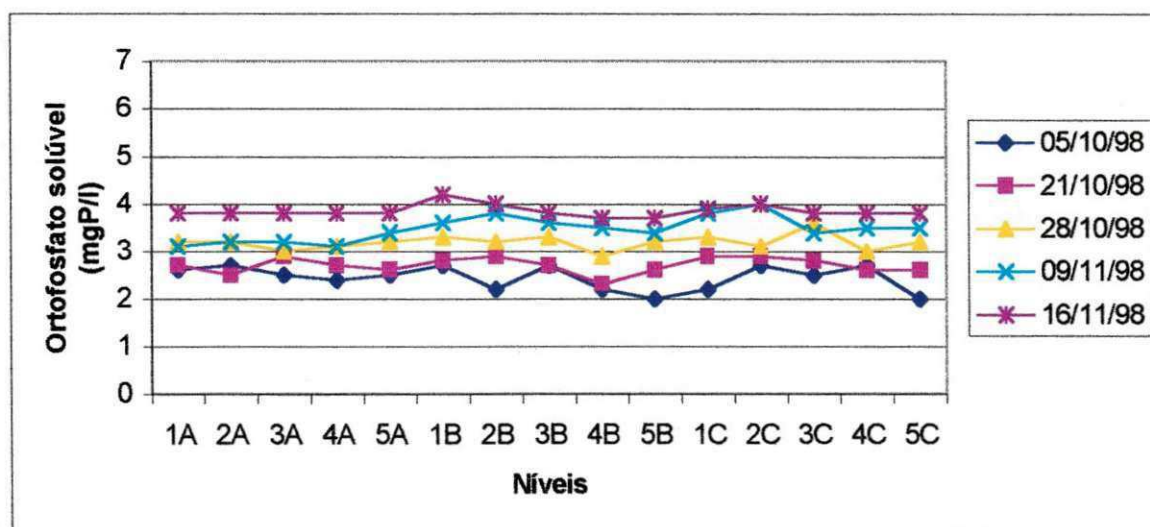


Figura 4.15 – Variação espaço-temporal das concentrações de ortofosfato solúvel obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.

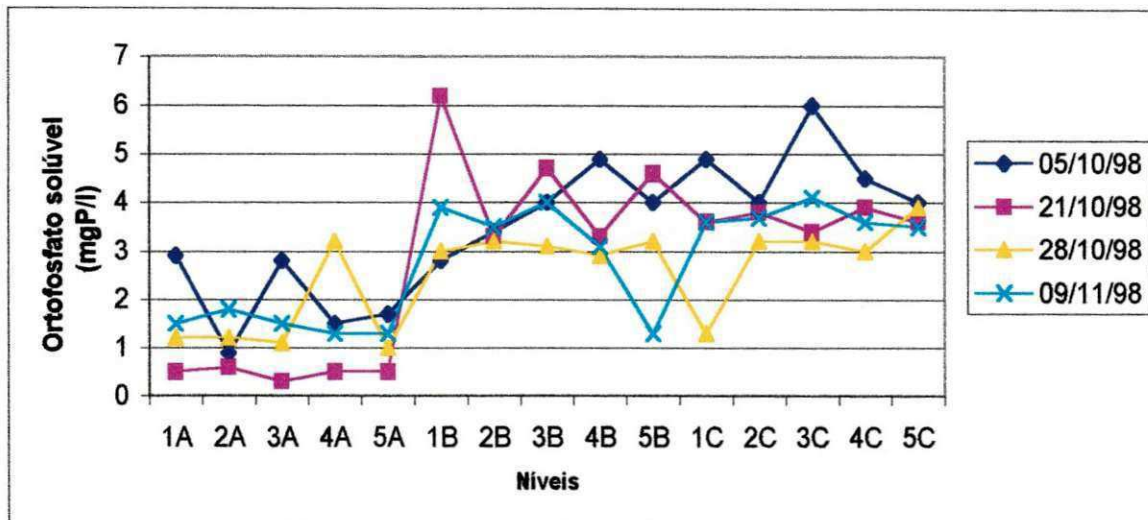


Figura 4.16 – Variação espaço-temporal das concentrações de ortofosfato solúvel obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande – PB.

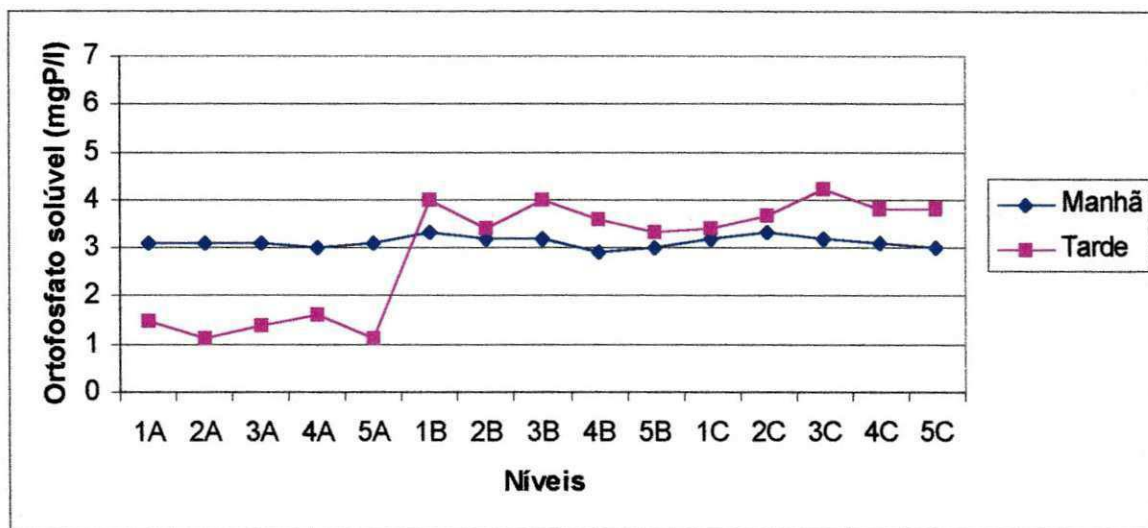


Figura 4.17 – Teor médio de ortofosfato solúvel na coluna líquida da lagoa F29.

4.1.8 Fósforo total

No período da manhã, as concentrações de fósforo total predominaram no intervalo 4,4 – 8,1 mgP/l (Figura 4.18). As concentrações médias (Figura 4.20) variaram em uma pequena faixa, sendo o menor valor médio observado no ponto 1A (5 mgP/l) e a maior média detectada em 4A (6,1 mgP/l).

Às 14 h, as concentrações se situaram entre 3,2 e 9,7 mgP/l (Figura 4.19). A faixa de concentração média desse período (5,0 – 6,2 mgP/l), esteve de acordo com aquela apresentada pela manhã, indicando, antes, que a capacidade de suprimento de fósforo, ou seja, o potencial de suprimento de fósforo é a mesma ao longo do ciclo diário.

O fósforo tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial. O aporte contínuo desse elemento pode comprometer o estado trófico de muitos lagos e represas. O controle do teor de fósforo nos efluentes domésticos e dos fertilizantes usados nas áreas rurais tem sido o procedimento utilizado em todo o mundo para retardar esse processo.

Quanto ao efluente final da lagoa F29, as concentrações, nos dois períodos, superaram o valor de 0,005 mgP/l, concentração crítica de fósforo proposta por Sawyer *et al.* (1994), capaz de limitar o crescimento da biomassa de algas e macrófitas. Uma lagoa facultativa primária é um ecossistema hipereutrófico, no qual as concentrações dos nutrientes, especialmente fósforo, superam em muito, o limiar que deflagra processos de eutrofização. A descarga desses efluentes em corpos receptores causaria um sério desequilíbrio ecológico. O sistema necessita de medidas capazes de reduzir os teores dos nutrientes, já que dificilmente os efluentes de lagoas facultativas apresentam características (físico-químicas e bacteriológicas) que possam atender aos padrões de lançamento em corpos d'água. Uma das alternativas para

esse impasse ser resolvido é adicionar ao sistema algumas lagoas de maturação. No entanto, tais efluentes poderiam ser utilizados com grande vantagem na aquicultura ou na irrigação de culturas, desde que as características sanitárias adequadas ao reuso fossem atendidas.

A proporção entre o ortofosfato solúvel e o fósforo total foi mantida na faixa 49 – 82 % durante a manhã e nas camadas mais profundas da lagoa, à tarde. No entanto, os valores obtidos no nível superficial desse último período foram bem baixos e se situaram entre 19 e 26%. Como já foi abordado anteriormente, esse decaimento pode estar relacionado aos mecanismos de assimilação biológica do ortofosfato pela população algal e da precipitação química dessa espécie de fósforo, ocorridos principalmente na superfície do reator nas horas mais iluminadas do dia. Os efluentes dos períodos manhã e tarde apresentaram valores de proporção entre essas espécies de, respectivamente, 53 e 32 %.

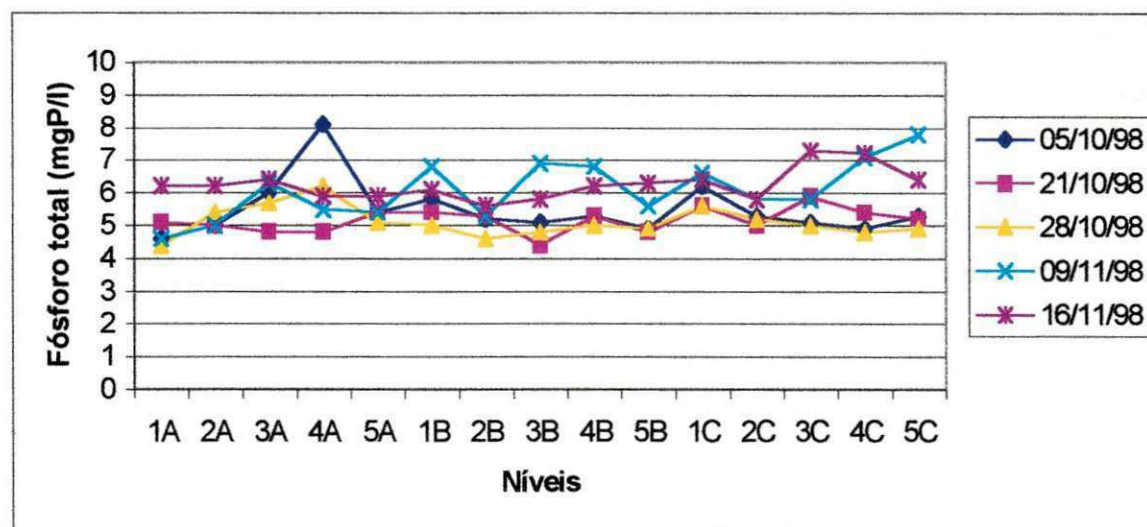


Figura 4.18 – Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total obtidas na monitoração pela manhã (6 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.

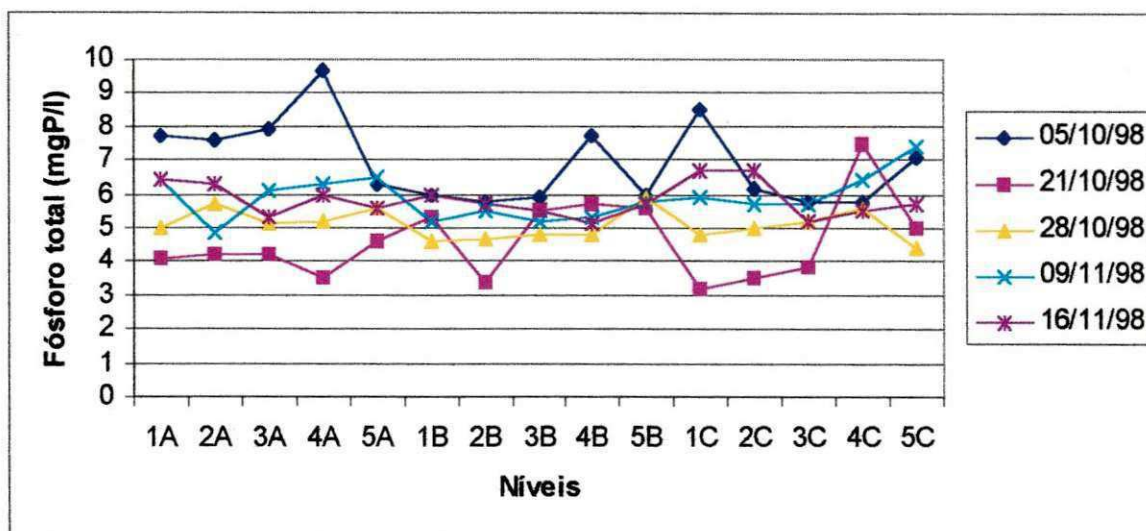


Figura 4.19 – Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total obtidas na monitoração à tarde (14 h) da massa líquida da lagoa F29, do sistema XXI localizado na EXTRABES – Campina Grande - PB.

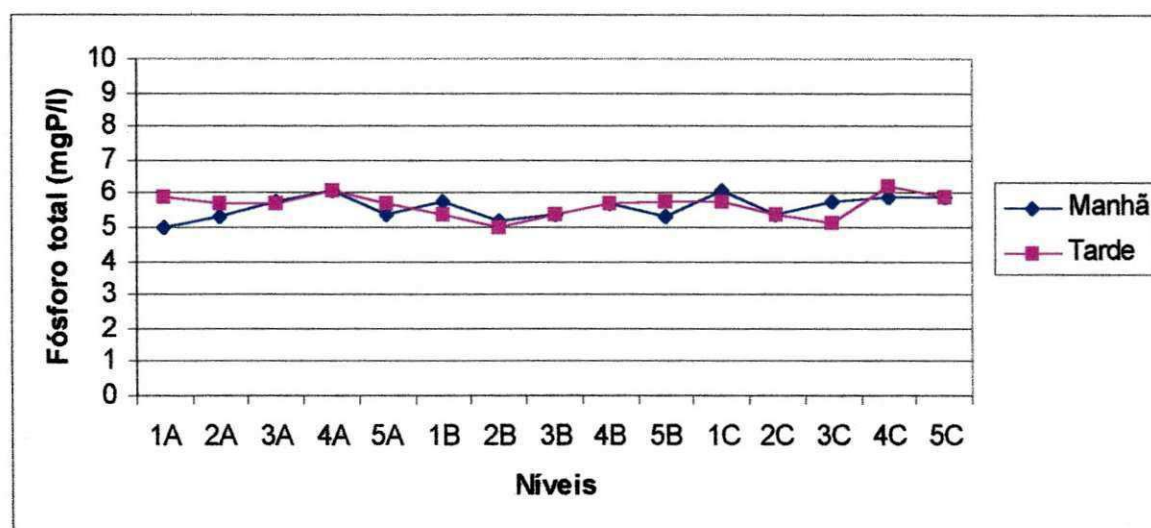


Figura 4.20 – Teor médio de fósforo total na massa líquida da lagoa F29.

4.2 Estudo das matrizes de correlação

As matrizes de correlação entre os parâmetros oxigênio dissolvido, pH, temperatura, clorofila *a*, nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel, analisados na massa líquida da lagoa F29, são apresentadas nas Tabelas 4.3 a 4.11. Os números de coeficientes significativos a um nível $\alpha = 0,05$, variaram entre 82 e 86% nos dados amostrais do período da manhã, 71 e 100% à tarde e entre 82 e 100% para o conjunto dos dados dos três níveis nos dois períodos. A análise de correlação determina se dois conjuntos de dados variam juntos, isto é, se os maiores valores de um conjunto estão associados com os maiores valores do outro (correlação positiva), se os menores valores de um conjunto estão associados com os maiores valores do outro (correlação negativa), ou se os valores dos dois conjuntos não se relacionam (correlação próxima a zero).

Deve ser destacado que OD e clorofila *a* apresentaram correlação significativa positiva no nível A do conjunto de dados (manhã e tarde) (Tabela 4.9). Este coeficiente de correlação revelou que existiu associação direta entre as concentrações de clorofila *a* e de oxigênio dissolvido sendo isso atribuído ao processo de produção da biomassa associado ao aumento nos valores de concentrações de oxigênio fotossintético. As condições excelentes de iluminação e de nutrientes no início da tarde em lagoas facultativas propiciam o crescimento do fitoplâncton.

Conforme mostrado na Tabela 4.6, ocorreu significância positiva na camada superficial (tarde) do reator entre os parâmetros oxigênio dissolvido e pH. As altas concentrações de oxigênio dissolvido na superfície do reator foram associadas com altos valores de pH, devido ao intenso consumo de CO_2 pelo fitoplâncton com conseqüente liberação de íons hidroxila que promovem a elevação do pH.

Entre pH e nitrogênio amoniacal ocorreu correlação significativa negativa nos níveis A e B dos períodos manhã e tarde e do conjunto de dados. O nível C (manhã) apresentou correlação positiva. No caso do nível A (tarde), o coeficiente de correlação revela que existiu uma associação entre os mais altos valores de pH com os mais baixos teores de nitrogênio amoniacal detectados nessa região da lagoa, sendo isto explicado tanto pelo efeito da volatilização de amônia, como, principalmente, pela incorporação desse nutriente à biomassa. De fato, entre clorofila *a* e nitrogênio amoniacal, foi verificada correlação significativa e negativa no nível A da tarde e do conjunto de dados reunidos. Também, entre clorofila *a* e nitrogênio orgânico ocorreu correlação significativa e positiva nesse mesmo nível da lagoa no período da tarde. Em vista da pouca variação observada tanto nos valores de pH como nas concentrações de nitrogênio amoniacal as correlações significativas observadas nos demais níveis do reator podem ter ocorrido acidentalmente.

Todas as matrizes (exceto o nível B manhã) mostram a ocorrência de correlação significativa e positiva entre os parâmetros clorofila *a* e fósforo total, o que indica que às concentrações crescentes de biomassa de algas corresponderam aumentos nas concentrações de fósforo total. Isso mostra que a assimilação biológica de ortofosfato solúvel foi o mecanismo que mais predominou na coluna líquida da lagoa. Reforçando o que já foi dito, as matrizes de correlação entre clorofila *a* e ortofosfato solúvel (Tabelas 4.6 e 4.9) mostram que existiu uma associação entre o crescimento da população algal com decréscimos nas concentrações de ortofosfato solúvel no nível A (5 cm) no período da tarde e no conjunto de dados. A precipitação química do íon ortofosfato pode ter ocorrido com menor intensidade, já que, apenas a camada superficial, à tarde, apresentou valores de pH suficientes para provocar sua remoção para o fundo da lagoa. De fato, o nível A (tarde e

conjunto de dados) apresentou correlação significativa e negativa entre o pH e o ortofosfato solúvel.

A correlação entre OD e temperatura foi significativa e positiva nas matrizes do nível A da tarde e do conjunto de dados reunidos (Tabelas 4.6 e 4.9). Existiu uma associação direta entre a elevação da temperatura com a crescente atividade metabólica das algas e subsequente produção de oxigênio fotossintético. A diminuição da solubilidade provocada pelo aumento na temperatura pode ter ocorrido, mas não foi explicada pelas matrizes acima citadas. A maior atividade metabólica do fitoplâncton na massa líquida a temperaturas elevadas também pode ser verificada através do coeficiente de correlação significativo e positivo entre nitrogênio amoniacal e temperatura no nível A do conjunto de dados. As algas incorporam essa espécie de nitrogênio ao seu protoplasma celular mais rapidamente a temperaturas elevadas (de fato, não somente a temperatura elevada mas também a maior disponibilidade de luz e a presença de nutrientes).

Muitas matrizes observadas nas Tabelas 4.3 a 4.9 mostram existir correlação significativa (positiva ou negativa) entre certos parâmetros analíticos. Apesar de serem matematicamente corretas, elas não assumem significado físico importante. Isto é o caso, por exemplo, da correlação positiva no nível C (tarde) (Tabela 4.7) existente entre nitrogênio amoniacal e clorofila *a*. A correlação negativa entre nitrogênio orgânico e clorofila *a* no nível C (manhã e conjunto de dados reunidos) (Tabelas 4.5 e 4.11) também pode ter ocorrido acidentalmente.

Tabela 4.3 – Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
PH	0,108081	1						
T	-0,05393	*-0,37584	1					
Cla	*-0,42584	-0,10763	*0,530715	1				
N-amon	-0,06993	*-0,17387	*0,702476	*0,447918	1			
N-org	*0,240095	*0,441698	*-0,42583	-0,01741	*-0,43664	1		
PT	*0,120733	*0,13271	*0,223845	*0,145652	*0,183552	*-0,15888	1	
P-orto	*0,529735	*-0,4432	*0,757205	*0,202969	*0,805436	*-0,40724	*0,17330	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.4 – Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
pH	0,02294	1						
T	*-0,50135	*-0,22475	1					
Cla	*-0,3482	*0,39629	*0,288571	1				
N-amon	*-0,27904	*-0,21178	*0,676733	-0,02932	1			
N-org	*0,541171	*0,164978	*-0,79934	-0,04453	*-0,78645	1		
PT	*0,186676	-0,03925	*0,689654	0,078366	*0,413175	*-0,58935	1	
P-orto	*0,2688	*-0,41061	*0,748349	*-0,29113	*0,855396	*-0,79272	*0,54026	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.5 – Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
pH	*-0,22971	1						
T	*-0,34592	-0,06225	1					
Cla	*-0,62197	0,058906	*0,476565	1				
N-amon	*-0,26404	*0,113244	*0,785033	*0,486858	1			
N-org	*0,587772	-0,05859	*-0,41965	*-0,75139	*-0,46422	1		
PT	0,010811	*-0,22088	*0,630863	*0,382354	*0,609349	*-0,4183	1	
P-orto	*0,191436	*-0,1311	*0,794733	*0,178166	*0,768887	*-0,23582	*0,52062	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.6 –Matriz correlação dos dados do nível A pela tarde.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
pH	*0,242126	1						
T	*0,512076	*0,442553	1					
Cla	0,085145	*0,228204	*-0,18827	1				
N-amon	0,073705	*-0,55439	*0,171397	*-0,62353	1			
N-org	*0,507198	*0,139782	*0,449439	-0,06886	*0,121489	1		
PT	*0,127267	-0,0472	0,050885	*0,441515	*-0,44857	*0,395104	1	
P-orto	-0,09095	*-0,50478	*-0,32072	*-0,19727	0,085692	0,019959	*0,51153	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.7 –Matriz correlação dos dados do nível B pela tarde.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
pH	*0,782607	1						
T	*0,399827	*0,360178	1					
Cla	*0,648656	*0,68857	*0,536183	1				
N-amon	*-0,55179	*-0,31879	*0,363855	*-0,18431	1			
N-org	*0,616009	*0,339936	*-0,14377	*0,347923	*-0,6302	1		
PT	*0,432034	*0,149347	*0,113565	*0,192235	*-0,34471	*0,671647	1	
P-orto	*-0,40409	*-0,50786	*-0,60757	*-0,48931	*-0,14581	*0,275972	*0,23443	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.8 –Matriz correlação dos dados do nível C pela tarde.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
PH	*0,302775	1						
T	*-0,25015	-0,03336	1					
Cla	-0,02824	-0,06305	*0,555771	1				
N-amon	*-0,33834	0,021013	*0,686543	*0,343814	1			
N-org	*0,268721	-0,01336	*-0,16401	0,036858	*-0,2547	1		
PT	*0,408156	*0,230509	*0,223999	*0,443271	-0,09846	*0,438492	1	
P-orto	*0,638121	*0,148054	*-0,35987	*0,160911	*-0,57556	*0,702668	*0,32919	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.9 –Matriz correlação dos dados do nível A pela manhã e tarde reunidos.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
PH	*0,785626	1						
T	*0,851546	*0,872195	1					
Cla	*0,447592	*0,512425	*0,432359	1				
N-amon	*-0,33112	*-0,55907	*-0,3055	*-0,56708	1			
N-org	*0,682842	*0,561023	*0,599322	*0,224726	*-0,23087	1		
PT	*0,177725	*0,126298	*0,164689	*0,405981	*-0,28518	*0,328714	1	
P-orto	*-0,63973	*-0,84717	*-0,74689	*-0,47944	*0,554453	*-0,51646	*0,14687	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.10 –Matriz correlação dos dados do nível B pela manhã e tarde reunidos.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
pH	*0,460647	1						
T	*0,438611	-0,06874	1					
Cla	*0,41782	*0,574504	*0,293582	1				
N-amon	*-0,31976	*-0,27983	*0,439425	*-0,11784	1			
N-org	*0,286543	*0,338933	*-0,49884	*0,162129	*-0,72029	1		
PT	*0,293522	*0,082746	*0,223813	*0,143111	0,039746	*0,087222	1	
P-orto	*-0,17595	*-0,51162	-0,06083	*-0,44367	*0,278834	*-0,2326	*0,32423	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

Tabela 4.11 – Matriz correlação dos dados do nível C pela manhã e tarde reunidos.

	OD	pH	T	Cla	N-amon	N-org	PT	P-orto
OD	1							
pH	-0,04073	1						
T	-0,0733	*-0,21769	1					
Cla	*-0,16813	*0,252485	*0,220794	1				
N-amon	*-0,16545	-0,04648	*0,73268	*0,263411	1			
N-org	*0,175275	0,018872	*-0,27491	*-0,31742	*-0,35683	1		
PT	*0,294051	0,029067	*0,300485	*0,338501	*0,155739	*0,100252	1	
P-orto	*0,58488	*-0,18284	*0,185158	*-0,14846	*0,103449	*0,168301	*0,33342	1

* significante ao nível $\alpha = 0,05$

4.3 Análise de variância (ANOVA-Fator único) das variáveis nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel.

Foi aplicada a análise de variância (ANOVA) de fator único (Sokal e Rohlf, 1981) aos dados dos parâmetros nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel com a finalidade de verificar a existência de diferenças significativas entre as médias da coluna líquida e do efluente da lagoa F29 ao longo de um curto período (03 meses), assim como também com os dados dos efluentes das quatro lagoas que compõem o sistema experimental (F27, F28, F29 e F30) durante um ciclo hidrológico completo.

Tal análise fornece os elementos F e F_c (Tabelas 4.12, 4.14, 4.16 e 4.18), que mostram a existência ($F \geq F_c$) ou não ($F < F_c$) de diferenças significativas entre as médias. É importante salientar que, na demonstração gráfica, duas médias são significativamente diferentes, quando não ocorre intercessão de quaisquer dos seus limites. A análise gráfica do método GT-2 (Figuras 4.21 a 4.24), entre outras, demonstra, numa comparação simultânea das várias médias, onde ocorrem essas diferenças (Sokal e Rohlf, 1981; Barros, 1999; Silva, 1999; Diniz, 1999; da Silva, 1998; Nascimento Júnior, 1998).

As Tabelas 4.13, 4.15, 4.17 e 4.19 mostram as médias, variâncias e números de dados amostrais (n) relativos a, respectivamente, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel. São apresentados também, os elementos S_{yi} e W_j , utilizados na determinação dos limites de confiança (L_{inf} e L_{sup}) do método GT-2.

São descritos a seguir, os símbolos utilizados na indicação das médias dos parâmetros:

A/M: Média dos dados obtidos, pela manhã, no nível A da lagoa F29;

A/T: Média dos dados obtidos, à tarde, no nível A da lagoa F29;

B/M: Média dos dados obtidos, pela manhã, no nível B da lagoa F29;

B/T: Média dos dados obtidos, à tarde, no nível B da lagoa F29;

C/M: Média dos dados obtidos, pela manhã, no nível C da lagoa F29;

C/T: Média dos dados obtidos, à tarde, no nível C da lagoa F29;

A/MT: Média do conjunto de dados do nível A da lagoa F29, manhã e tarde reunidos;

B/MT: Média do conjunto de dados do nível B da lagoa F29, manhã e tarde reunidos;

C/MT: Média do conjunto de dados do nível C da lagoa F29, manhã e tarde reunidos;

EFL/M: Média dos dados obtidos, pela manhã, no efluente da lagoa F29;

EFL/T: Média dos dados obtidos, à tarde, no efluente da lagoa F29;

EFL/MT: Média do conjunto de dados do efluente da lagoa F29, manhã e tarde reunidos;

ABC/M: Média do conjunto de dados dos três níveis da lagoa F29, pela manhã;

ABC/T: Média do conjunto de dados dos três níveis da lagoa F29, à tarde;

ABC/MT: Média do conjunto de dados dos três níveis da lagoa F29, manhã e tarde reunidos;

Anual (F27, F28, F29 e F30): Médias respectivas do conjunto de dados obtidos nos efluentes das lagoas F27, F28, F29 e F30 ao longo de um ciclo hidrológico completo.

ANOVA não reconheceu a existência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as respectivas concentrações médias anuais efluentes de nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel, indicando que, do ponto de vista desses parâmetros, aqui analisados, o uso de chicanas não se mostrou uma prática benéfica para melhorar o desempenho operacional dos reatores estudados em termos da remoção das espécies de nutrientes investigadas. Essas médias anuais, conforme Figuras 4.21 a 4.24, se comportaram, ocasionalmente, como um único grupo de médias que se diferenciou significativamente das demais.

Conforme mostrado na Figura 4.22, a análise de variância aplicada aos dados de nitrogênio orgânico mostrou a existência de diferenças significativas entre as médias dos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30 e as médias A/T, B/MT, ABC/T e ABC/MT definidas para a massa líquida da lagoa F29 numa amostragem realizada durante um curto período.

ANOVA aplicada aos dados médios de fósforo total (Figura 4.23) mostrou que ocorreram diferenças significativas das médias AnualF28 e AnualF29 com a maioria das outras (A/T, C/M, A/MT, B/MT, C/MT, ABC/M, ABC/T e ABC/MT). A maioria dos grupos de dados apresentou médias significativamente iguais.

Poucos grupos apresentaram médias de ortofosfato solúvel diferentes (Figura 4.24), no entanto, a média obtida no nível A (tarde) foi significativamente inferior às médias dos níveis B e C durante a tarde, assim como também às médias dos grupos B/MT, C/MT, ABC/M, ABC/MT e AnualF27.

Quase todos os grupos de dados, exceto o efluente do período da tarde, apresentaram médias de nitrogênio amoniacal significativamente diferentes e superiores às médias do ciclo hidrológico completo (Figura 4.21). O efluente coletado na lagoa F29 durante o período de três meses, às 6 e 14 h, apresentou médias (EFL/M, EFL/T, EFL/MT) superiores à média anual do efluente desse reator coletado às 8 h da manhã, como também, às médias anuais de F27 e F28.

O estudo dos resultados da análise de variância dos parâmetros analíticos nitrogênio orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel neste trabalho, bem como o de ácidos voláteis (Barros, 1999) e sulfeto total (Silva, 1999) revelou que a monitoração de lagoas facultativas primárias em um curto período de tempo de coletas de amostras (setembro a novembro/98) se mostrou tão representativo quanto a monitoração anual. Apenas o nitrogênio amoniacal se comportou como exceção, uma vez que apresentou médias diferentes ao longo dos períodos curto(03 meses) e longo (01 ano) de análises.

Tabela 4.12 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de nitrogênio amoniacal

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	27934,7	18	1551,9	35,721	9,89E-86	1,619
Dentro dos grupos	29456,6	678	43,4			
Total	57391,3	696				

Tabela 4.13 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de nitrogênio amoniacal na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

Grupo	N	Soma	Média	Variância	Syi	W	Linf	Lsup
A/M	30	932	31,07	20,66	1,20	3,75	27,32	34,82
A/T	30	779,3	25,98	34,54	1,20	3,75	22,23	29,73
B/M	30	978,8	32,63	28,53	1,20	3,75	28,88	36,38
B/T	29	974,6	33,61	23,44	1,22	3,82	29,79	37,42
C/M	30	951	31,70	19,78	1,20	3,75	27,95	35,45
C/T	30	1010,2	33,67	22,28	1,20	3,75	29,92	37,42
A/MT	51	1462,8	28,68	31,87	0,92	2,88	25,80	31,56
B/MT	50	1640,4	32,81	25,50	0,93	2,906	29,90	35,71
C/MT	51	1652,6	32,40	21,70	0,92	2,878	29,53	35,28
EFL/M	6	199,1	33,18	42,49	2,69	8,39	24,79	41,57
EFL/T	6	176,9	29,48	39,17	2,69	8,39	21,09	37,87
EFL/MT	12	376	31,33	40,85	1,90	5,93	25,40	37,27
ABC/M	51	1605,6	31,48	24,54	0,92	2,88	28,60	34,36
ABC/T	50	1440,9	28,82	41,36	0,93	2,91	25,91	31,72
ABC/MT	51	1605,6	31,48	24,54	0,92	2,88	28,60	34,36
AnualF27	45	698	15,51	57,09	0,98	3,06	12,45	18,57
AnualF28	46	824	17,91	83,18	0,97	3,03	14,88	20,94
AnualF29	49	872,1	17,80	108,05	0,94	2,937	14,86	20,73
AnualF30	50	937,3	18,75	90,70	0,93	2,91	15,84	21,65

Tabela 4.14 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de nitrogênio orgânico

<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	18917,8	18	1050,9	23,037	3,38E-62	1,615
Dentro dos grupos	41332,6	906	45,6			
Total	60250,4	924				

Tabela 4.15— Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de nitrogênio orgânico na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

<i>Grupo</i>	<i>N</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>	<i>Syi</i>	<i>W</i>	<i>Linf</i>	<i>Lsup</i>
A/M	30	310,7	10,36	2,15	1,23	3,84	6,51	14,20
A/T	30	450,4	15,01	23,92	1,23	3,84	11,17	18,86
B/M	30	307,6	10,25	4,27	1,23	3,84	6,41	14,10
B/T	28	257,8	9,21	3,35	1,28	3,98	5,23	13,19
C/M	30	294,9	9,83	3,17	1,23	3,84	5,99	13,67
C/T	30	283,2	9,44	4,71	1,23	3,84	5,60	13,28
A/MT	60	761,1	12,69	18,32	0,87	2,72	9,97	15,40
B/MT	59	1282,2	21,73	152,11	0,88	2,74	18,99	24,47
C/MT	60	578,1	9,64	3,92	0,87	2,72	6,92	12,35
EFL/M	6	85,3	14,22	18,36	2,76	8,60	5,62	22,81
EFL/T	6	64,9	10,82	4,67	2,76	8,60	2,22	19,41
EFL/MT	12	150,2	12,52	13,62	1,95	6,08	6,44	18,59
ABC/M	90	913,2	10,15	3,18	0,71	2,22	7,93	12,37
ABC/T	89	1708,2	19,19	123,75	0,72	2,23	16,96	21,43
ABC/MT	179	2621,4	14,65	83,34	0,51	1,57	13,07	16,22
AnualF27	44	291,5	6,63	23,14	1,02	3,17	3,45	9,80
AnualF28	45	334	7,42	22,33	1,01	3,14	4,28	10,56
AnualF29	49	298,7	6,10	18,26	0,97	3,01	3,09	9,10
AnualF30	48	276,7	5,76	18,57	0,98	3,04	2,72	8,80

Tabela 4.16 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de fósforo total.

<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	408,2	18	22,7	6,849	8,28E-16	1,622
Dentro dos grupos	1880,9	568	3,3			
Total	2289,1	586				

Tabela 4.17 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de fósforo total na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

<i>Grupo</i>	<i>N</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>	<i>Sy_i</i>	<i>W</i>	<i>Linf</i>	<i>Lsup</i>
A/M	25	138,4	5,54	0,63	0,36	1,13	4,40	6,67
A/T	25	146,2	5,85	1,91	0,36	1,13	4,71	6,98
B/M	25	137,2	5,49	0,49	0,36	1,13	4,35	6,62
B/T	25	136,7	5,47	0,56	0,36	1,13	4,33	6,60
C/M	25	145,6	5,82	0,72	0,36	1,13	4,69	6,96
C/T	25	142,3	5,69	1,56	0,36	1,13	4,56	6,83
A/MT	44	250	5,68	1,39	0,27	0,85	4,83	6,54
B/MT	44	239,8	5,45	0,57	0,27	0,85	4,60	6,30
C/MT	44	252,8	5,75	1,12	0,27	0,85	4,89	6,60
EFL/M	4	21,2	5,30	0,10	0,91	2,83	2,47	8,13
EFL/T	5	31,7	6,34	4,20	0,81	2,54	3,80	8,88
EFL/MT	9	52,9	5,88	2,44	0,61	1,89	3,99	7,77
ABC/M	44	242,9	5,52	0,57	0,27	0,85	4,67	6,37
ABC/T	44	248,8	5,65	1,41	0,27	0,85	4,80	6,51
ABC/MT	44	242,9	5,52	0,57	0,27	0,85	4,67	6,37
AnualF27	38	164	4,32	19,40	0,30	0,92	3,40	5,24
AnualF28	37	125,7	3,40	1,94	0,30	0,93	2,47	4,33
AnualF29	41	149,2	3,64	6,39	0,28	0,89	2,75	4,52
AnualF30	39	149,6	3,84	11,00	0,29	0,91	2,93	4,74

Tabela 4.18 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de ortofosfato solúvel.

<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	132,7	18	7,4	3,584	1,04E-06	1,623
Dentro dos grupos	1108,7	539	2,1			
Total	1241,3	557				

Tabela 4.19 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de ortofosfato solúvel total na coluna líquida da lagoa F29 e nos efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

<i>Grupo</i>	<i>N</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>	<i>Syi</i>	<i>W</i>	<i>Linf</i>	<i>Lsup</i>
A/M	25	76,8	3,07	0,22	0,29	0,89	2,18	3,97
A/T	20	27,3	1,37	0,66	0,32	1,00	0,36	2,37
B/M	25	78,3	3,13	0,37	0,29	0,89	2,24	4,03
B/T	20	72,4	3,62	1,00	0,32	1,00	2,62	4,62
C/M	25	79,6	3,18	0,34	0,29	0,89	2,29	4,08
C/T	20	74,8	3,74	0,77	0,32	1,00	2,74	4,74
A/MT	41	99,6	2,43	1,08	0,22	0,70	1,73	3,13
B/MT	41	137,6	3,36	0,61	0,22	0,70	2,66	4,05
C/MT	41	139,4	3,40	0,64	0,22	0,70	2,70	4,10
EFL/M	5	14,2	2,84	0,43	0,64	2,00	0,84	4,84
EFL/T	4	8,1	2,03	6,74	0,72	2,24	-0,21	4,26
EFL/MT	9	22,3	2,48	2,93	0,48	1,49	0,99	3,97
ABC/M	44	136,5	3,10	0,28	0,22	0,67	2,43	3,78
ABC/T	36	86,6	2,41	2,10	0,24	0,75	1,66	3,15
ABC/MT	44	136,5	3,10	0,28	0,22	0,67	2,43	3,78
AnualF27	38	119,5	3,14	16,68	0,23	0,73	2,42	3,87
AnualF28	38	101,3	2,67	0,29	0,23	0,73	1,94	3,39
AnualF29	42	107,37	2,56	2,12	0,22	0,69	1,87	3,25
AnualF30	40	105,5	2,64	2,30	0,23	0,71	1,93	3,35

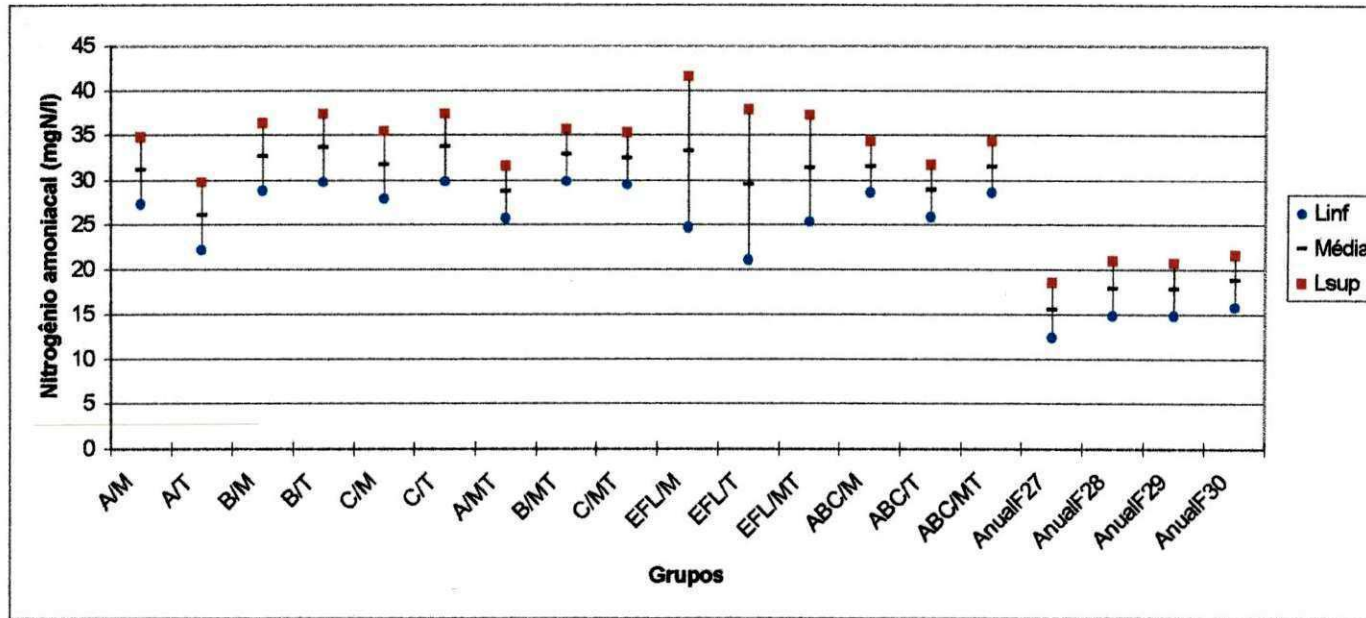


FIGURA 4.21 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de nitrogênio amoniacal na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

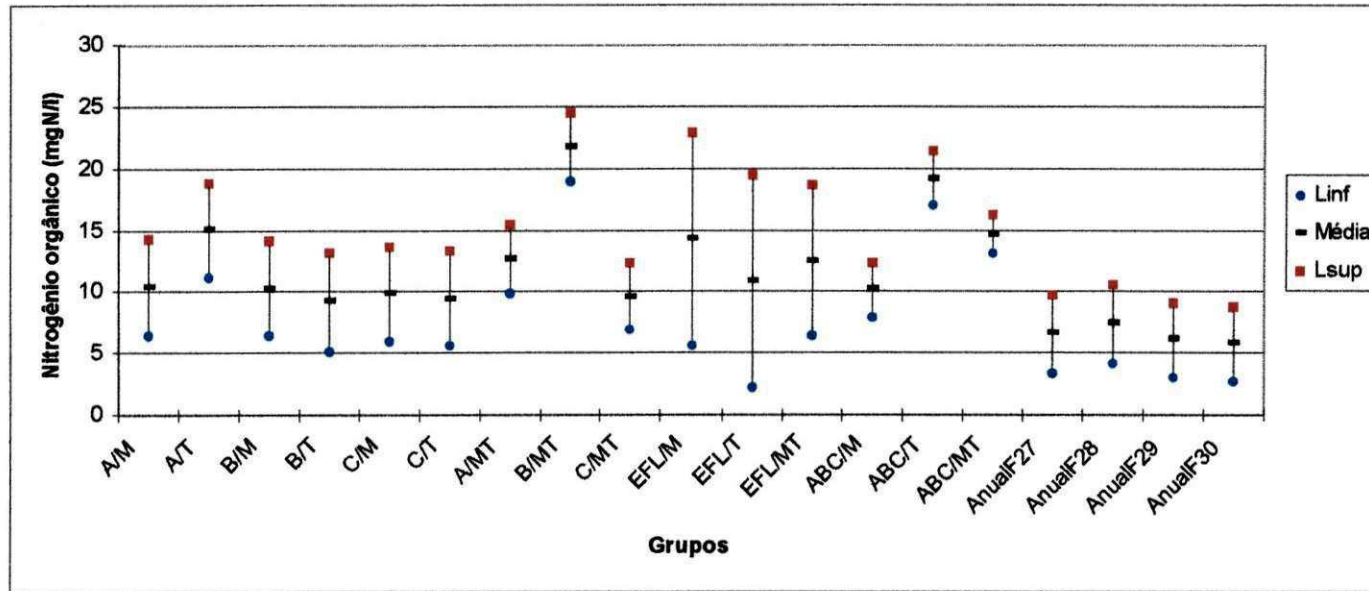


FIGURA 4.22 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de nitrogênio orgânico na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

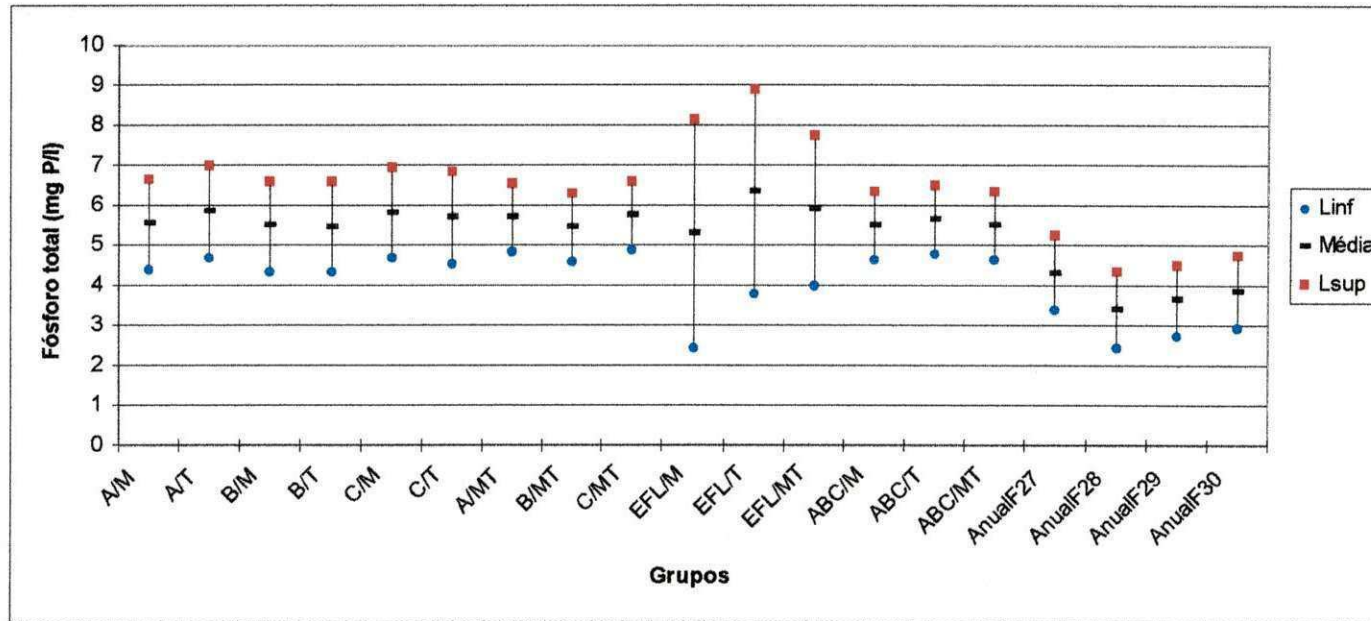


FIGURA 4.23 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de fósforo total na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

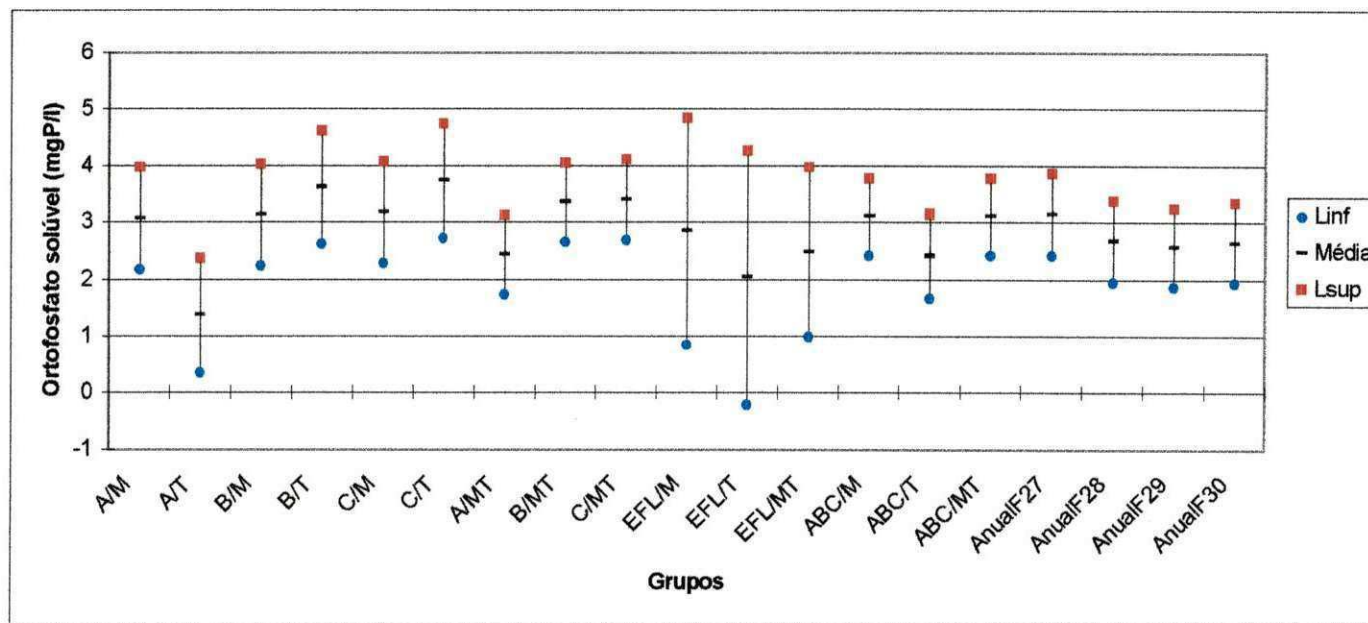


FIGURA 4.24 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de ortofosfato solúvel na coluna líquida da lagoa F29 e em efluentes anuais das lagoas F27, F28, F29 e F30.

5.0 DISCUSSÃO

Este trabalho experimental faz parte de um conjunto já parcialmente analisado por outros autores no estudo de lagoas facultativas primárias providas de chicanas desenvolvido na EXTRABES. Diniz (1999) avaliou a remoção de matéria orgânica nos reatores F27, F28, F29 e F30. O comportamento de espécies de enxofre foi estudado por Silva (1999). A remoção de ácidos voláteis foi analisada por Barros (1999). Almeida (2000) estudou o efeito causado pelas chicanas sobre a distribuição da população de coliformes fecais. Por fim, o comportamento de espécies de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo é avaliado nesta dissertação.

5.1 Sobre as características físicas e operacionais das lagoas do sistema experimental

Segundo Mara e Pearson (1986), lagoas facultativas têm profundidades que se situam entre 1 e 2 m, sendo o valor de 1,5 m o mais típico na prática (Pescod e Mara, 1988). A profundidade das lagoas do sistema experimental era de 2,3 m, sendo pois consideradas lagoas facultativas primárias profundas. O tempo de detenção hidráulica médio de 15 dias de cada lagoa do sistema estudado foi situado dentro da faixa citada por Lumbers (1979) de 11 a 43 dias para lagoas facultativas primárias. A carga orgânica superficial média ($\lambda_s = 330 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$) aplicada às lagoas foi considerada alta, mas ainda compatível com a recomendada para lagoas facultativas, uma vez que, segundo o critério de McGarry e Pescod modificado por Mara e depois por Arthur (1983), a carga orgânica máxima deveria se situar, respectivamente, em torno de

380 e 440 kgDBO₅/ha.d, nas condições de temperatura média típica (25 °C) da cidade de Campina Grande.

A elevada carga orgânica e as profundidades elevadas dos reatores, contribuíram para a deficiente penetração de luz ao longo da coluna líquida, influenciando assim, nas concentrações de algumas espécies químicas, como é o caso do oxigênio dissolvido. Isto acarreta mudanças no caráter do processo biológico que o reator irá desempenhar, o qual passa, eventualmente de condições aeróbias para um estado predominantemente anaeróbio (Barros,1999). De fato, Silva (1990) observou que a lagoa F29 somente apresentou concentrações mensuráveis de oxigênio dissolvido em apenas 20% de seu volume. De Oliveira (1990), estudando a distribuição de oxigênio dissolvido ao longo da profundidade (2,20 m) de lagoas facultativas primárias, com cargas orgânicas superficiais variando entre 205 e 308 kgDBO₅/ha.d, determinou um padrão de distribuição dessa espécie no qual estabelecia que a partir de 40 cm abaixo do nível d'água, as concentrações de OD eram praticamente nulas.

As análises da massa líquida da lagoa F29, realizadas nesta pesquisa, demonstraram que, cedo pela manhã e provavelmente durante todo o período da noite, o reator se encontrava em um estado predominantemente anaeróbio, caracterizado por concentrações nulas de oxigênio dissolvido (Figura 4.5). À tarde, isso se repetiu nas camadas mais profundas (50 e 200 cm) da lagoa. No entanto, no nível A (5 cm) desse último período foi detectada a existência de um estado de aerobiose, devido à produção de oxigênio molecular realizada pelo fitoplâncton.

5.2 Sobre a influência do uso de chicanas em lagoas facultativas primárias

A análise de variância (Anova) de fator único (Sokal & Rohlf, 1981) aplicada aos dados experimentais de nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel mostrou não existir diferença significativa entre os efluentes das lagoas (F27, F28, F29 e F30) do sistema experimental, conforme verificado nas Figuras 4.21 a 4.24, levando à conclusão que, do ponto de vista dos parâmetros aqui analisados, o papel exercido pelas chicanas não foi significativo para um melhor desempenho operacional dos reatores.

Tais resultados não estão de acordo com os estudos feitos por Middlebrooks *et al.*(1982) e Johansson *et al.*(1996) sobre o uso de chicanas. É importante salientar que os trabalhos publicados por esses autores foram feitos em lagoas de maturação. As lagoas facultativas, aqui estudadas, trabalharam sob condições estressantes (cargas orgânicas elevadas e grande profundidade) e talvez não tenham representado uma ótima situação para se verificar os efeitos benéficos do uso de chicanas. Entretanto, Barros (1999) estudando o comportamento de ácidos voláteis nos efluentes das lagoas F28 (sem chicanas) e F29 (com chicanas do tipo vai-e-vem) observou que este 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 verificaram não existir melhoria do desempenho operacional proporcionado pelo uso de chicanas nas lagoas desse sistema experimental.

5.3 Sobre a influência do pH nos mecanismos de remoção de nitrogênio e fósforo

O pH desempenha importante função nas reações químicas e bioquímicas dos ciclos de nitrogênio e fósforo.

As quantidades relativas das espécies de nitrogênio amoniacal (NH_4^+ e NH_3), são governadas por uma constante de equilíbrio e, também, são dependentes dos valores de pH do meio aquático em que se encontram. A elevação do pH, decorrente da diminuição dos íons hidrogênio, provoca, em face do equilíbrio, um aumento nas concentrações de NH_3 e diminuição de NH_4^+ (Erickson, 1985; de Oliveira, 1990). Apenas a espécie NH_3 é considerada maléfica para a população microbiana, uma vez que ela age como uma substância tóxica, especialmente para o fitoplâncton.

Sob a influência do pH do meio aquático, a massa de gás amônia pode superar o limite de solubilidade deste, sendo parcialmente volatilizada para a atmosfera. Esse é um dos mecanismos, citados pela literatura, capazes de provocar a sua remoção das lagoas de estabilização (Toms *et al.*, 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Pano e Middlebrooks, 1982; de Oliveira, 1990).

As reações de hidrólise de polifosfatos são favorecidas em meio ácido enquanto que o meio básico influi no mecanismo de precipitação química do ortofosfato como hidroxiapatita [$\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$], a qual sedimenta para o fundo da lagoa, e novamente pode ser ressolubilizada na região mais ácida da camada de lodo, com liberação de ortofosfato solúvel para a massa líquida. Esse mecanismo de precipitação com posterior ressolubilização de fósforo é o que é comumente citado pela literatura como ocorrendo em lagoas de estabilização. Esses reatores atravessam períodos cíclicos iluminados nos quais os valores de pH elevados das camadas superficiais, decorrentes da absorção de CO_2 pelo

fitoplâncton, contribuem para a precipitação do ortofosfato, enquanto que, durante a fase escura do ciclo (à noite), a ausência da fotossíntese e a respiração dos microrganismos contribuem para o abaixamento do pH e, conseqüentemente, para a solubilização dos compostos de fósforo precipitados.

Durante a monitoração da massa líquida da lagoa F29, os valores de pH se situaram numa faixa desfavorável tanto à remoção de ortofosfato solúvel, via precipitação química, como para a volatilização da amônia para a atmosfera. As maiores médias de pH da coluna líquida foram atingidas no período da tarde, com os dados obtidos a 5 cm da superfície, sendo que o valor máximo obtido (8,9), ainda era inferior, por exemplo, a 9,5 atribuído por Momberg e Oellermann (1992) e APHA *et al.*(1992) como sendo ótimo tanto para a volatilização da amônia como para a precipitação química do fósforo.

5.4 Sobre a biomassa de algas e a remoção de nutrientes

A assimilação de nutrientes (em especial nitrogênio e fósforo) decorre da necessidade de crescimento e reprodução dos microrganismos. Os íons NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} são as espécies desses elementos químicos mais prontamente disponíveis para a incorporação à biomassa.

A literatura explica que esse é um dos mecanismos responsáveis pela remoção desses nutrientes da massa líquida. Ferrara e Avci (1982) consideram a assimilação de nitrogênio e fósforo, realizada principalmente por algas, o mais importante deles. Deve ser salientado que esses microrganismos ao morrerem, sedimentam para o fundo da lagoa, onde são degradados anaerobicamente com liberação de parte desses nutrientes na forma solubilizada para a coluna líquida.

As matrizes de correlação mostraram que entre clorofila *a* e nitrogênio amoniacal nos níveis A e B no período da tarde a correlação foi significativa e negativa, sendo isto também verificado entre clorofila *a* e ortofosfato solúvel, indicando que o aumento nas concentrações de biomassa de algas corresponderam a diminuições nos teores de nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel.

5.5 Sobre o reuso de efluentes de lagoas facultativas primárias na irrigação

O reuso de águas residuárias domésticas na irrigação, em larga-escala, é comum em diversas regiões áridas e semi-áridas do mundo. Dentre os vários benefícios proporcionados por esta prática podem ser citadas a economia de água de boa qualidade para uso em outros fins, a preservação dos recursos hídricos pelo não lançamento indiscriminado de esgotos e a fertilização do solo irrigado.

Segundo WHO (1989), anualmente são requeridos cerca de 2×10^4 m³ de água para a irrigação de um hectare de terra em regiões semi-áridas (≈ 50 m³/ha.d). O volume de água descarregado anualmente ($\approx 4 \times 10^4$ m³) das quatro lagoas do sistema experimental é suficiente para irrigar 2 hectares de terra. Os efluentes das lagoas F27, F28, F29 e F30 contêm em média 5 mgP/l e, assim, a taxa de aplicação anual de fósforo seria de 100 kgP/ha, valor este suficiente para suprir as necessidades desse elemento da maioria das culturas brasileiras, conforme a Tabela 5.1, que também mostra as quantidades de nitrogênio e potássio extraídas do solo por diversas culturas.

Contudo, é preciso que os padrões de qualidade sanitária das águas residuárias destinadas ao uso na agricultura sejam atendidos a fim de evitar possíveis problemas de saúde aos consumidores e aos

trabalhadores que irrigam e manuseiam as culturas. A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) aconselha, para irrigação irrestrita, uma concentração de, no máximo, um ovo de nematóide por litro de efluente e menos de 1000 coliformes fecais por 100 ml.

5.6 Sobre a contribuição desse trabalho na pesquisa de lagoas de estabilização

A utilização de chicanas em lagoas facultativas primárias, não é, do ponto de vista da remoção de nutrientes (N,P), técnica e economicamente viável. Isto está de acordo com conclusões já obtidas por Diniz (1999) e Silva (1999) no estudo do comportamento de matéria orgânica e espécies de enxofre, respectivamente.

Geralmente, lagoas facultativas primárias não são muito eficientes na remoção de nutrientes, o que faz com que seus efluentes sejam preferencialmente reusados na agricultura, por exemplo, ao invés de serem lançados em corpos d'água. Em outras palavras, lagoas têm a capacidade de conservação de nutriente, mesmo em estágios de maturação rasos que possuem as melhores condições para a sua remoção.

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

Com relação aos nutrientes a drenagem do efluente da lagoa F29 poderia ser feita em níveis mais profundos entre 50 e 200 cm porque,

conforme a análise da massa líquida desse reator, as menores concentrações médias das espécies químicas analisadas, exceto nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel, foram atingidas nesses níveis da lagoa. As concentrações praticamente nulas de oxigênio dissolvido nas camadas B e C não devem ser encaradas como um aspecto negativo, uma vez que, o líquido descarregado deve passar por estágios de maturação antes de ser lançado em corpos receptores ou ser reutilizado. O projeto de séries de lagoas permite, portanto, que a drenagem de lagoas facultativas primárias seja realizada em qualquer nível da coluna líquida.

Tabela 5.1 – Quantidades médias de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio), em kg/ha, extraídos do solo, pelas principais culturas do Brasil.

CULTURA	NITROGÊNIO (N)	FÓSFORO (P)	POTÁSSIO (K)
Algodão	44	6	33
Arroz	22	5	27
Banana	26	3	79
Batata inglesa	28	2	32
Cacau	16	1	22
Café	30	2	40
Cana de açúcar	62	4	46
Feijão	31	4	7
Fumo	28	8	48
Mandioca	55	5	40
Milho	47	4	27
Trigo	25	3	7

Fonte : ANDA (1975)

6.0 CONCLUSÕES

A massa líquida da lagoa F29, que é uma lagoa facultativa primária profunda provida de chicanas, apresentou um ciclo diário de anaerobiose/aerobiose, típico de lagoas facultativas, permanecendo esta, na maior parte do tempo, em condições de falta de oxigênio molecular. O pH foi predominantemente próximo ao neutro o que contribuiu para que alguns mecanismos importantes de remoção de nutrientes não pudessem atuar. Assim, a lagoa F29 funcionou como um reator que contribuiu mais para a conservação que para a remoção desses nutrientes.

Os efluentes finais das lagoas F27, F28, F29 e F30 apresentaram concentrações médias de nitrogênio e fósforo superiores aos limites comumente exigidos para o lançamento em corpos receptores. No entanto, estes poderiam ser utilizados para a irrigação de culturas ou na aquicultura, desde que a sua qualidade sanitária não oferecesse riscos à saúde da população.

Não foram observadas diferenças significativas entre as respectivas concentrações médias anuais efluentes das lagoas estudadas, levando a concluir que, em termos de nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel, o uso de chicanas não representou uma melhoria no desempenho operacional desses reatores.

A análise de variância aplicada aos dados dos parâmetros analíticos nitrogênio orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel mostrou que, de um modo geral, a monitoração da massa líquida de lagoas facultativas primárias, por um período curto (03 meses), tem boa representatividade diante de uma monitoração do efluente ao longo de

um ciclo hidrológico completo. Embora a análise de nitrogênio amoniacal tenha sido uma exceção, os resultados aqui obtidos, em conjunto com aqueles obtidos por Barros (1999) e Silva (1999) podem indicar uma vantagem do uso de uma metodologia de monitoração mais simplificada no planejamento do controle operacional de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito da Gerência de Esgotos das Companhias de Saneamento.

7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abeliovich, A. (1980). Factors limiting algal growth in high-rate oxidation ponds. In: *Algal biomass* (Ed. G. Shelef and C. J. Soeder). Amsterdam: Elsevier/ North-Holland Biomedical Press, pp. 205-215.
- Abeliovich, A. (1983). The effects of unbalanced ammonia and BOD concentrations on oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology*, 31(6), pp. 33-37.
- Almeida, I. N. (2000). *Estudo da distribuição de coliformes fecais na massa líquida de lagoas facultativas primárias providas de chicanas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- ANDA (1975). *Adubação do solo*. Associação Nacional de Difusão de Adubos.
- APHA - AWWA - WEF (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D.C.
- Araújo, A. L. C. (1993). *Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgotos domésticos*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

- 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 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Disco 2, ABES – Salvador, BA.
- 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.
- Arvin, E. (1983). Observations supporting phosphate removal by biologically mediated chemical precipitation – A Review. *Water Science and Technology*, 15, pp. 43-63.
- Atlas, R. M. and Bartha, R. (1987). *Microbial ecology – fundamentals and application*. 2nd edition. Menlo Park, California: The Benjamin/ Cummings Publishing Company Inc. 552p.
- Barnes, D. and Bliss, P. J. (1983). *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. 1st edition. London: E. & F. N. Spon..
- Barros, J. V. (1999). *Efeito do uso de chicanas longitudinais do tipo vai-e-vem em lagoas facultativas primárias profundas tratando águas residuárias domésticas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

- Berman, T. (1970). Alkaline phosphatases and phosphate availability in Lake Kinneret. *Limnology and Oceanography*, **15**(5), pp. 663-674.
- Bitton, G. (1994). *Wastewater microbiology*. New York: John Wiley.
- Brock, T. D., Smith, D. W. and Madigan, M. T. (1984). *Biology of microorganisms*. 4th edition. Englewood Cliffs, New Jersey, USA: Prentice Hall Inc..
- Boers, P. C. M. (1991). The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Water Research*, **25**(3), pp. 309-311.
- CETESB. (1989). *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo – SP. 91p.
- Chakrabarti, T., and Jones, P. H.(1983). Effect of molybdenum and selenium addition on the denitrification of wastewater. *Water Research*, **17**, pp. 931-936.
- Craun, G. F. (1984). Waterborne outbreaks of giardiasis: Current status. In: *Giardia and Giardiasis*. (Ed. Plenum). New York.
- Crook, J. (1991). Quality criteria for reclaimed water. *Water Science and Technology*, **24**(9), pp. 109 – 12.
- 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.

- 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.
- Dean, R. B. and Lund, E. (1981). *Water reuse - problems and solution*. London Academic Press Incorporation.
- del Riquelme, M. L. P. (1989). *Depuracion y productividad primaria en el langunaje profundo de aguas residuales* (Treatment and primary productivity in deep lagooning of wastewaters). Ph.D.Thesis, University of Murcia, Spain.
- de Oliveira, R. (1990). *The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil*. Ph.D.Thesis, University of Leeds, U. K.
- de Oliveira, R. (1997). *O efeito do uso de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primárias tratando esgotos domésticos - Primeira etapa*. Relatório para o CNPq.
- de Souza, M. F. N. (1988). *Estudo da influência do tempo de detenção no comportamento de nutrientes ao longo de uma série de lagoas de estabilização - Lagoas profundas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Diniz, M. J. L. (1999). *Estudo 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. (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 Water Pollution Control Federation*, **45**(4), pp. 620-631.
- Ferrara, R. A. and Avci, C. B. (1982). Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **54**(4), pp. 361-369.
- 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.
- Goldman, C. R. and Horne, A. J. (1983). *Limnology*. New York: McGraw - Hear Book Company.
- Golterman, H. L. (1973). Vertical movement of phosphate in freshwater. In: *Environmental phosphorus handbook*. (Ed. E. J. Griffith, A. Beeton, J. M. Spencer and D. D. Mitchell). New York: John Wiley & Sons, pp. 509-538.

- Grady, Ir. C. P. and Lim, H. C. (1980). *Biological wastewater treatment*, Marcel Dekker, Inc., New York.
- 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.
- Hanson, A. M. and Lee, G. F. (1971). Forms of organic nitrogen in domestic wastewater. *Journal of The Water Pollution Control Federation*, **43**(11), pp. 2271-2279.
- Hawkes, H. A. (1983). *Activated sludge*. In: *Ecological aspects of used water treatment*, Vol. 1, C. R. Curds and H.A. Hawkes, Eds. Academic, London.
- Hittlebaugh, J. A., and Miller, R. D. (1981). Operational problems with rotating biological contractors. *Journal of The Water Pollution Control Federation*, **53**, pp. 1283-1293.
- Houng, H. J. S. and Gloyna, E. F. (1984). Phosphorus models for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering*, **110**(3), pp. 550-561.
- Hutchinson, G. E. (1957). *A treatise in limnology*. Vol. 1. Chapman and Hall, Ltd.
- Idelovitch, E. and Michail, M. (1981). Nitrogen removal by free ammonia stripping from high pH ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, **53**(9), pp. 1391-1401.

- Jenkins, D., Ferguson, J. F. and Menar, A. B.(1971). Chemical process for phosphate removal. *Water Research*, 5, pp. 369-389.
- Johansson, P., Pernrup, M. & Rangeby, M. (1996). Low-cost upgrading of an over-sized waste water stabilization pond system in Mindelo, Cape Verde. *Water Science e Technology*, 33(7), pp. 99-106.
- Jones, J. G.(1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water*. Ambleside: Freshwater Biological Association – Scientific publication (39).
- Jones, R. I.(1992). Phosphorus transformations in the epilimnia of small humic forest lakes. *Hydrobiologia*, 243/244, pp. 105-111.
- Klotz, R. L.(1991). Cycling of phosphatase hydrolyzable phosphorus in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 48, pp. 1460-1467.
- König, A.(1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. Ph.D Thesis, University of Liverpool, U.K.
- König, A.(1990). Biologia das lagoas: algas. In: *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente - Novos conceitos*. Capítulo 2. Editora Universitária – UFPB. pp. 58-88.
- Kramer, J. R., Herbes, S.E. and Allen, H. E.(1972). Phosphorus: Analyses of water, biomass and sediment. In: *Nutrients in natural waters*. (Ed. H. E. Allen and J. R. Kramer). John Wiley and Sons, New York, pp. 51-100.

- Lee, J. D.(1991). *Química inorgânica*. Editora Edgard Blücher Ltda.
- Lumbers, J. P.(1979). Waste stabilization ponds: Design considerations and methods. *The Public Health Engineer*, 7(2), pp. 70-78.
- Maki, A. W., Porcella, D. B. and Wendt, R. H.(1984). The impact of detergent phosphorus bans on receiving water quality. *Water Research*, 18(7), pp. 893-903.
- Mara, D. D.(1976). *Sewage treatment in hot climates*. Chichester: John Wiley.
- 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.
- Menar, A. and Jenkins, D.(1972). *Calcium phosphate precipitation in wastewater treatment*. EPA-R2-72-064, Environmental Protection Agency, Washington D. C, USA.
- Metcalf and Eddy(1991). *Wastewater Engineering – Treatment, disposal and reuse*. 3rd Edition. New York: McGraw Hill Book Company, Inc..
- Middlebrooks, E. J., Middlebrooks, C. H., Reynolds, J. H., Watters, G. Z., Reed, S. C. & George, D. B. (1982). *Wastewater stabilization lagoon design, performance and upgrading*. New York: MacMillan Publishing Co., Inc.

- Momberg, G. A. and Oellermann, R. A.(1992). The removal of phosphate by hidroxyapatite and struvite crystallisation in South Africa. *Water Science and Technology*, **26**(5-6), pp. 987-996.
- Moutin, T., Gal, J. Y., El Halouani, H., Picot, B. and Bontoux, J.(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.
- Nascimento Júnior, E. N. (1998). *Comportamento de formas de enxofre, fósforo e nitrogênio em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Nurdogan, Y. and Oswald, W. J.(1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Water Science and Technology*, **31**(12), pp.33-43.
- Oswald, W. J.(1968). Advanced in anaerobic pond systems design. In: *Advances in water quality improvement. Water Resources Symposium*. No. 1. Edited by Ernest F. Gloyna & M. Wesley Eckenfelder Jr., University of Texas, Press, Austin, pp. 409-426.
- Owens, M. and Wood, G.(1967). Some aspects of the eutrophication of water. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, **39**, pp. 151-159.
- Painter, H. A.(1970). A review of literature on inorganic metabolism in microorganisms. *Water Research*, **4**, pp. 393-450.

- Pano, A. and Middlebrooks, E. J.(1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 54(4), pp. 344-351.
- Parker, C. D.(1979). Biological mechanisms in lagoons. *Water Technology*, 11(415), pp. 71-85.
- Pearson, H. W.(1987). Algal associated with sewage treatment. In: *Microbial technology in the developing world*.(Ed. E. J. da Silva, Y. R. Dommergues, E. J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, pp. 260-288.
- Pescod, M. B. & Mara, D. D. (1988). Design, operation and maintenance of wastewater stabilization pond. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. M . B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 93 -115.
- Pierrou, U.(1976). The global phosphorus cycle. In: *Nitrogen, phosphorus and sulphur - Global cycles*. (Ed. B. H. Svensson and R. Soderlund). Ecological Bulletins, No 22. Scope Report 7. Sundt & Co Offset, Stockholm, pp. 75-88.
- Reed, S. C.(1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 57(1), pp. 39-45.
- Reynolds, C. S.(1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Freshwater Biological Association. Cambridge University Press.
- Rigler, F. H.(1973). A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes. In: *Environmental phosphorus handbook*. (Ed. E. J.

- Griffith, A. Beeton, J. M. Spencer and D. T. Mitchell). New York: John Wiley & Sons, pp. 539-572).
- Russell-Hunter, W. D.(1970). *Aquatic productivity: An introduction to some basic aspects of biological oceanography and limnology*. (Ed. L. A. Baker). American Chemical Society, Washington, D.C..
- 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., Parkin, G. F.(1994). *Chemistry for environmental engineering*. 4th edition. New York: McGraw-Hill Book Company.
- 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.
- Silva, S. A.(1982). *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph.D Thesis, University of Dundee, U.K.
- 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.

- Snoeyink, V. L., and Jenkins, D.(1980). *Water Chemistry*. John Wiley, New York.
- Soares, J., Silva, S. A, de Oliveira, R., Araújo, A. L. C., Mara, D. D. & Pearson, H. W. (1995). Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in northeast Brasil. Proceedings of the 3rd IAWQ conference on waste stabilization ponds (Preprint Volume). João Pessoa (PB).
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J.(1981). *Biometry – The principles and practice of statistics in biological research*. 2nd 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.
- Stone, R. W., Parker, D. S. and Cotteral, J. A.(1975). Upgrading lagoon effluent for best practicable treatment. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **47**(8), pp. 2019-2042.
- Sukenik, A., Schroder, W., Lauer, J., Shelef, G. and Soeder, C. J. (1985). Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphate ions. *Water Research*, **19**(1), pp. 127-129.
- Tiedje, J. M.(1988). Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: *Biology of anaerobic microorganisms*. Ed. Wiley, New York, pp. 179-244.
- 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.

WHO (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.

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