
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 ENXOFRE, FÓSFORO E
NITROGÊNIO EM UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE
ESTABILIZAÇÃO TRATANDO ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DOMÉSTICAS

EDSON NUNES NASCIMENTO JÚNIOR
CAMPINA GRANDE – PARAÍBA
1998

**COMPORTAMENTO DE FORMAS DE ENXOFRE, FÓSFORO E
NITROGÊNIO EM UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE
ESTABILIZAÇÃO TRATANDO ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DOMÉSTICAS**

EDSON NUNES NASCIMENTO JÚNIOR

**COMPORTAMENTO DE FORMAS DE ENXOFRE, FÓSFORO E NITROGÊNIO
EM UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

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

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS
SUB-ÁREA: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

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

**CAMPINA GRANDE – PB
1998**



N244c Nascimento Júnior, Edson Nunes.
Comportamento de formas de enxofre, fósforo e nitrogênio em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas / Edson Nunes Nascimento Júnior. - Campina Grande, 1998.
111 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1998.
"Orientação : Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva, Prof. Dr. Rui de Oliveira".
Referências.

1. Reservatório Profundo de Estabilização. 2. Águas Residuárias Domésticas. 3. Esgoto Sanitário - Campina Grande (PB). 4. Dissertação - Engenharia Química. I. Silva, Salomão Anselmo. II. Oliveira, Rui de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título
CDU 628.13(043)

**COMPORTAMENTO DE FORMAS DE ENXOFRE, FÓSFORO E NITROGÊNIO
EM UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**


EDSON NUNES NASCIMENTO JÚNIOR

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 23/10/1998.

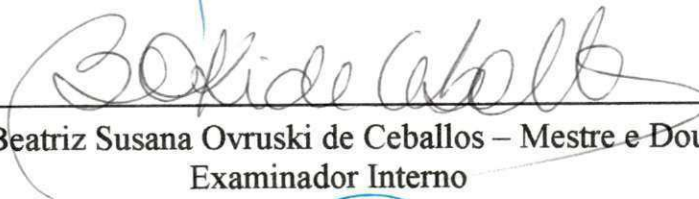
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Salomão Anselmo Silva – M. Eng., Ph.D
Orientador



Prof. Rui de Oliveira – M. Eng., Ph.D
Orientador



Profa. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos – Mestre e Doutora
Examinador Interno



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

Dedicado,

Aos meus pais, Edson e Cleci.

AGRADECIMENTOS

A DEUS, grande responsável por tudo.

Aos meus pais pelo apoio, incentivo, conselhos e exemplo de vida.

A minha esposa, Maria das Graças Mayer Nunes, companheira de todas as horas, pelo apoio, carinho, compreensão, ajuda e paciência constante.

A Elza Nunes pelas palavras de carinho e incentivo.

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

Aos professores da AESA.

Aos amigos de mestrado, pela amizade e estímulo.

Aos funcionários da EXTRABES, pelo apoio prestado durante todo o trabalho.

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES:

- **Universidade Federal da Paraíba (UFPB);**
- **Companhia de águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA);**
- **Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE);**
- **Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP);**
- **Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ);**
- **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES);**
- **Fundo de Incentivo á Pesquisa Técnico-Científica do Banco do Brasil S/A;**
- **Overseas Development Administration (ODA) – UK.**

RESUMO

Este trabalho teve como objetivos descrever o comportamento de formas de fósforo, nitrogênio e enxofre em um reservatório profundo de estabilização (RE-3) alimentado com esgoto bruto como também avaliar parâmetros de projeto relevantes para a obtenção de maiores graus de mineralização na massa líquida e eliminação de espécies tóxicas. O reservatório em escala-piloto tinha 6,2 m de profundidade útil, 10,76 m de diâmetro e um volume útil de 591,13 m³ e fazia parte de um complexo experimental situado nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), localizada na cidade de Campina Grande (7° 13' 11" Sul, 35° 52' 31" Oeste a 550 m acima do nível do mar). Dois experimentos, com características operacionais distintas, envolvendo as fases de enchimento, repouso e esvaziamento (regime de batelada) foram realizados em RE-3. Neste trabalho, foram analisados apenas os resultados obtidos nos períodos de enchimento e repouso. Depois de cheio o reservatório permanecia em repouso até atingir, ao longo da profundidade, a concentração de coliformes fecais de 100 UFC/100 mL. Durante o período de enchimento, as amostras eram coletadas todas as vezes que o nível do reservatório aumentava em um metro e na fase de repouso estas eram coletadas semanalmente. Em ambos os períodos as coletas eram realizadas às 8 h da manhã para todos os parâmetros e às 15 h para pH, T (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L). Os resultados obtidos em RE-3 demonstraram que os reservatórios de estabilização em função da sua grande profundidade associada a condições operacionais próprias podem promover tanto mecanismos de mineralização como de conservação de nutrientes além de diminuir espécies indesejáveis, como sulfeto. A comparação destes resultados com os de um outro reservatório (RE-1) também pertencente ao complexo experimental situado na EXTRABES, alimentado com efluentes de uma lagoa anaeróbia, demonstrou ser dispensável o uso de unidades de pré-tratamento mas evidenciou que o tempo de operação, particularmente sua distribuição (tempo de enchimento + tempo de repouso), influi decisivamente sobre tendências e concentrações.

ABSTRACT

The objective of this work was to describe the behaviour of forms of phosphorus, nitrogen and sulphur in a batch deep stabilization reservoir fed with raw sewage from the sewerage system of Campina Grande city ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ W, 550 m above mean sea level), Paraíba state, Northeast Brazil. Also, the importance of operational parameters in designing reservoirs aiming to obtain both an improved mineralization degree of organic nutrients and the elimination of toxic chemical species was evaluated. The pilot – scale reservoir set up at EXTRABES – UFPB (Federal University of Paraíba's Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage) was 6.2 m deep and had an internal diameter of 10.76 m. Two experiments comprising each three different phases (filling, resting and emptying) being characterized by distinct operational parameters were carried out between October 1994 and May 1995. The water column of the reservoir was monitored throughout the distinct operational phases but only the results obtained from both filling and resting periods are described herein. All analytical, parameters including forms of nutrients, were determined in samples collected at 8 a.m. from different levels throughout the depth of the reservoir but only pH, dissolved oxygen and temperature were measured in samples collected at 3 p.m. Experimental results demonstrated that the predominance of mechanisms of either mineralization or conservation of nutrients as well as decrease of nuisance chemical species as hydrogen sulphide are dependent on the operational characteristics particularly organic loadings. The performance of the reservoir was compared to that of another batch reservoir fed with anaerobic pond effluent previously operated at EXTRABES being demonstrated that an adequate distribution of the time of operation (i. e., the resting period being much longer than the filling time) is more beneficial for the performance of the reservoir than the use of an anaerobic pretreatment unit.

SUMÁRIO

1.0	OBJETIVOS.....	001
2.0	REVISÃO DE LITERATURA.....	002
2.1	Disponibilidade de água no planeta.....	002
2.2	Reuso de águas residuárias domésticas na agricultura.....	002
2.3	Reservatórios profundos de estabilização.....	005
2.3.1	Reservatório de fluxo contínuo.....	005
2.3.2	Batelada seqüencial.....	006
2.3.3	Batelada semi – seqüencial.....	006
2.4	Enxofre.....	008
2.4.1	Formas e fontes de enxofre em águas residuárias domésticas.....	008
2.4.2	Transformações das formas de enxofre em ambientes aquáticos.....	009
2.4.3	Processos bioquímicos de redução.....	010
2.4.3.1	Dessulfuração.....	010
2.4.3.2	Redução assimilatória.....	010
2.4.3.3	Redução dissimilatória.....	010
2.4.4	Processos biológicos de oxidação.....	011
2.4.4.1	Bactérias púrpuras do enxofre.....	011
2.4.4.2	Bactérias verdes do enxofre.....	012
2.4.4.3	Bactérias púrpuras não sulfurosas.....	013
2.4.4.4	Bactérias verdes filamentosas.....	013
2.4.4.5	Cianobactérias.....	014
2.4.4.6	Bactérias incolores.....	014

2.4.5	Problemas causados pela presença de compostos de enxofre em águas residuárias domésticas.....	015
2.5	Fósforo.....	017
2.5.1	Formas e fontes de fósforo em águas residuárias domésticas.....	017
2.5.2	Transformações cíclicas das formas de fósforo em reservatórios profundos de estabilização.....	017
2.5.3	Remoção de fósforo em reservatório profundo de estabilização.....	019
2.5.3.1	Sedimentação.....	019
2.5.3.2	Precipitação química.....	020
2.5.3.4	Assimilação biológica de fósforo.....	022
2.5.4	Conseqüência da presença de fósforo em águas residuárias domésticas..	022
2.6	Nitrogênio.....	023
2.6.1	Formas e fontes de nitrogênio em águas residuárias domésticas.....	023
2.6.2	Transformações de formas de nitrogênio em águas residuárias.....	024
2.6.2.1	Fixação.....	025
2.6.2.2	Amonificação.....	025
2.6.2.3	Assimilação.....	025
2.6.2.4	Nitrificação.....	026
2.6.2.5	Desnitrificação.....	026
2.6.3	Problemas causados por formas de nitrogênio.....	027
2.6.3.1	Toxicidade do nitrogênio amoniacal.....	027
2.6.3.2	Irrigação de culturas.....	027
2.6.3.3	Eutrofização.....	028
3.0	MATERIAIS E MÉTODOS.....	029
3.1	Descrição do sistema experimental.....	029
3.2	Operação do sistema.....	031
3.3	Amostragem.....	033

3.4	Parâmetros analíticos.....	035
3.4.1	Parâmetros analíticos principais.....	035
3.4.2	Parâmetros analíticos auxiliares.....	036
4.0	APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	038
4.1	Caracterização do esgoto bruto.....	038
4.2	Tratamento estatístico dos dados amostrais.....	039
4.3	Apresentação e análise dos parâmetros analíticos determinados no reservatório RE-3 nos experimentos I e II.....	048
4.3.1	Temperatura.....	048
4.3.2	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅).....	050
4.3.3	pH.....	050
4.3.4	Oxigênio dissolvido.....	053
4.3.5	Clorofila "a".....	054
4.3.6	Ortofosfato solúvel.....	057
4.3.7	Fósforo total.....	060
4.3.8	Nitrogênio amoniacal.....	065
4.3.9	Nitrogênio orgânico.....	068
4.3.10	Nitrogênio nítrico.....	072
4.3.11	Sulfeto total.....	076
4.3.12	Sulfato.....	081
4.4	Estudo das matrizes de correlação.....	087
5.0	DISCUSSÃO.....	091
5.1	Considerações sobre as condições operacionais empregadas nos dois experimentos.....	091
5.2	Características físicas e escala do reservatório.....	092
5.3	Sobre a influência das condições ambientais da massa líquida no	

comportamento de nutrientes.....	093
5.3.1 Influência da temperatura.....	093
5.3.2 Influência do pH.....	094
5.3.3 Influência do oxigênio dissolvido.....	096
5.4 Biomassa e remoção de nutrientes.....	096
5.5 Sobre o reservatório como dispositivo de tratamento de águas residuárias domésticas para fins de reuso.....	097
5.6 Comparação de resultados aqui obtidos com os de outros experimentos levados a efeito na EXTRABES particularmente com relação as características operacionais.....	099
6.0 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	102
7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104

LISTA DE TABELAS

2.1	Qualidade microbiológica recomendada para o reuso da água na agricultura.....	004
2.2	Formas de enxofre em diferentes estados de oxidação.....	008
3.1	Características físicas do reservatório – RE-3.....	029
3.2	Características operacionais do reservatório de estabilização RE-3.....	033
3.3	Níveis amostrados durante a operação do reservatório RE-3.....	035
4.1	Caracterização do esgoto bruto com base em amostras compostas diárias.....	038
4.2	Caracterização dos dados da coluna líquida do RE-3, Experimento I (outubro/94 – março/95).....	043
4.3	Caracterização dos dados das amostras diárias do RE-3, Experimento II (março/95 – maio/95).....	045
4.4	Estatística para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos experimentos I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios da coluna líquida ($\alpha = 0,05$).....	047
4.5	Matriz correlação de parâmetros analisados no reservatório RE-3 no experimento I.....	090
4.6	Matriz correlação de parâmetros analisados no reservatório RE-3 no experimento II.....	090

LISTA DE FIGURAS

2.1	Ciclo do enxofre.....	009
2.2	Ciclo do fósforo em reservatórios de estabilização.....	018
2.3	Ciclo do nitrogênio.....	024
3.1	Diagrama das instalações experimentais na EXTRABES.....	030
3.2	Detalhe esquemático do fluxo de alimentação dos reservatórios.....	032
3.3	Detalhe esquemático do dispositivo utilizado para coletar amostras no reservatório RE-3.....	034
4.1	Variação espaço – temporal das concentrações de fósforo total durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	040
4.2	Variação temporal das concentrações de fósforo total com base nos valores médios da coluna líquida durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	041
4.3	Médias e limites de confiança de 95 % (Método GT-2) de fósforo total na coluna líquida do RE-3 no experimento II.....	042
4.4	Variação espaço – temporal dos valores de pH durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	051
4.5	Variação espaço – temporal dos valores de pH durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	051
4.6	Variação temporal dos valores médios de pH na coluna líquida do reservatório RE-3,durante o experimento I.....	052
4.7	Variação temporal dos valores médios de pH na coluna líquida do reservatório RE-3,durante o experimento II.....	052
4.8	Variação espaço – temporal das concentrações de clorofila “a” durante	

	o experimento I, no reservatório RE-3.....	055
4.9	Variação espaço – temporal das concentrações de clorofila “a” durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	055
4.10	Variação temporal das concentrações médias de clorofila “a” na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento I.....	056
4.11	Variação temporal das concentrações médias de clorofila “a” na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento II.....	056
4.12	Variação espaço – temporal das concentrações de ortofosfato solúvel durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	058
4.13	Variação espaço – temporal das concentrações de ortofosfato solúvel durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	058
4.14	Variação temporal das concentrações médias de ortofosfato solúvel na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.....	059
4.15	Variação temporal das concentrações médias de ortofosfato solúvel na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.....	059
4.16	Variação espaço – temporal das concentrações de fósforo total durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	061
4.17	Variação espaço – temporal das concentrações de fósforo total durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	061
4.18	Variação temporal das concentrações médias de fósforo total na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.....	062
4.19	Variação temporal das concentrações médias de fósforo total na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.....	062

4.20	Médias e limites de confiança de 95 % (Método GT-2) de fósforo total (a e c) e ortofosfato solúvel (b e d) na coluna líquida do RE-3 nos experimentos I e II.....	063
4.21	Variação espaço – temporal das concentrações de amônia durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	066
4.22	Variação espaço – temporal das concentrações de amônia durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	066
4.23	Variação temporal das concentrações médias de amônia na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento I.....	067
4.24	Variação temporal das concentrações médias de amônia na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.....	067
4.25	Variação temporal das concentrações médias de amônia na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.....	067
4.26	Variação espaço – temporal das concentrações de nitrogênio orgânico durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	069
4.27	Variação espaço – temporal das concentrações de nitrogênio orgânico durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	069
4.28	Variação temporal das concentrações médias de nitrogênio orgânico na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.....	070
4.29	Variação temporal das concentrações médias de nitrogênio orgânico na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.....	070
4.30	Médias e limites de confiança de 95 % (Método GT-2) de amônia (a e c) e nitrogênio orgânico (b e d) na coluna líquida do RE-3 nos	

experimentos I e II.....	071
4.31 Variação espaço – temporal das concentrações de nitrato durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	073
4.32 Variação espaço – temporal das concentrações de nitrato durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	073
4.33 Variação temporal das concentrações médias de nitrato na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento I.....	074
4.34 Variação temporal das concentrações médias de nitrato na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento II.....	074
4.35 Variação temporal das concentrações médias de nitrato na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.....	075
4.36 Variação temporal das concentrações médias de nitrato na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.....	075
4.37 Variação espaço – temporal das concentrações de sulfeto durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	077
4.38 Variação espaço – temporal das concentrações de sulfeto durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	077
4.39 Variação temporal das concentrações médias de sulfeto na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento I.....	078
4.40 Variação temporal das concentrações médias de sulfeto na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento II.....	078
4.41 Curvas de diminuição de concentrações médias de sulfeto total na coluna líquida do RE-3, na fase de repouso do experimento I.....	079
4.42 Curvas de diminuição de concentrações médias de sulfeto total na coluna líquida do RE-3, na fase de repouso do experimento II.....	079

4.43	Diminuição das concentrações médias de sulfeto total na fase de repouso dos experimentos I e II.....	079
4.44	Variação espaço – temporal das concentrações de sulfato durante o experimento I, no reservatório RE-3.....	083
4.45	Variação espaço – temporal das concentrações de sulfato durante o experimento II, no reservatório RE-3.....	083
4.46	Variação temporal das concentrações médias de sulfato na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.....	084
4.47	Variação temporal das concentrações médias de sulfato na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.....	084
4.48	Linhas de tendência das concentrações médias de sulfato no período de repouso do experimento I.....	085
4.49	Linhas de tendência das concentrações médias de sulfato no período de repouso do experimento II.....	085
4.50	Variação das concentrações médias de sulfato no período de repouso dos experimentos I e II.....	085
4.51	Médias e limites de confiança de 95 % (Método GT-2) de sulfeto (a e c) e sulfato (b e d) na coluna líquida do RE-3 nos experimentos I e II.....	086

1.0 – OBJETIVOS

Descrever o comportamento de formas de fósforo (fósforo total e ortofosfato solúvel), nitrogênio (amônia, nitrogênio orgânico e nitrato) e enxofre (sulfeto e sulfato) em dois experimentos caracterizados por parâmetros operacionais distintos, levados a efeito em um reservatório de estabilização, em escala-piloto, operando em regime de batelada e tratando esgotos domésticos com fins de obtenção de água para a irrigação irrestrita;

Discutir sobre os parâmetros de projeto relevantes para a obtenção de maiores graus de mineralização de material orgânico na massa líquida e eliminação de espécies tóxicas.

2.0 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Disponibilidade de água no planeta

A nível mundial, os recursos hídricos disponíveis vêm sofrendo a ação degradadora do homem e parte já apresenta condições indesejáveis de qualidade e quantidade tornando, desta maneira, a água um recurso natural limitado.

O volume total de água disponível é avaliado em $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$, estando apenas 0,8 % à disposição do homem, em lençóis subterrâneos, lagos, rios, córregos e riachos (von Sperling, 1996). Mesmo sendo a água um recurso escasso e de grande valor, o consumo a nível mundial vem aumentando consideravelmente, devido ao crescimento populacional e ao aumento da demanda pela agricultura e indústria.

Sendo a distribuição da água não uniforme, o Brasil por possuir a bacia amazônica que detém 20 % de toda a água doce do mundo, torna-se um país privilegiado. Por outro lado, um mal gerenciamento de seus recursos hídricos, implica em problemas de escassez em quase todas as regiões brasileiras, sendo a região Nordeste a mais castigada (Branco, 1986).

Surge então a necessidade de criar alternativas para preservar em quantidade e em qualidade os recursos hídricos existentes no mundo, substituindo o uso de água potável em atividades em que possa ser usada água de qualidade inferior, geralmente efluentes secundários.

2.2 - Reuso de águas residuárias domésticas na agricultura

O aproveitamento das águas residuárias, principalmente para a irrigação, além de constituir uma valiosa fonte, economizando água de boa qualidade que

pode ser usada para outros fins, evita que os esgotos sejam lançados indiscriminadamente em corpos receptores.

Outro ponto considerável é o fato dos nutrientes contidos nas águas residuárias poderem ser utilizados como fertilizantes para determinadas culturas, o que constitui vantagem econômica importante.

A irrigação com água residuária tratada ou não, vem sendo praticada há bastante tempo, e tem aumentado em zonas áridas e semi-áridas, principalmente nos países do Oriente Médio.

Em Melbourne, na Austrália e Johannesburg na África do Sul, água residuária tratada é utilizada para a irrigação de pastos e forragens desde 1892 e 1914, respectivamente (Kandiah, 1988). Na cidade do México, culturas como alfafa, milho, trigo, tomates, pimentões, cevada e aveia (Blumenthal, 1988; Kandiah, 1988), são irrigadas com esgoto bruto. Em Riyadh, Arábia Saudita; Túnis, Tunísia; Al-Sumra, Jordânia; San Juan de Miraflores, Peru, efluentes tratados são utilizados para irrigar trigo, pastagens, árvores cítricas e áreas verdes recreacionais (Bartone, 1985; Al-Salem e Lumbers, 1987; Blumenthal, 1988; Strauss, 1988). Em Israel, efluentes de lagoas de estabilização são utilizados no cultivo de algodão, laranja e forragem (Shuval *et al.*, 1985).

Nos Estados Unidos, mais precisamente na Califórnia, as cidades de Fresno e Bakersfield utilizam efluentes tratados para irrigar áreas públicas e particulares e, dentre as culturas irrigadas, destacam-se milho, algodão, cevada, alfafa, sorgo, aveia e feijão (Ayers e Westcot, 1985).

No Brasil, a prática do uso de efluentes domésticos tratados para irrigar culturas é indefinida, resumindo-se a algumas poucas experiências, o que não significa que não ocorra sua prática de forma indiscriminada.

A utilização de águas residuárias domésticas para a irrigação de culturas exige o conhecimento de suas características físico-químicas e microbiológicas de modo a estabelecer um grau de tratamento compatível à obtenção da qualidade que satisfaça os critérios recomendados ou os padrões que tenham sido fixados para determinado uso. As normas de segurança devem ser rígidas, para

que não ocorram problemas de saúde aos consumidores e às pessoa que irrigam e manuseiam as culturas. A qualidade do efluente também pode ser analisada de acordo com os problemas que possam causar ao solo, tais como salinidade, velocidade de infiltração, toxicidade de íons específicos e excesso de nutrientes (Ayers e Westcot, 1985). Os padrões de qualidade sanitária recomendados pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989), para reutilizar águas residuárias domésticas na agricultura são mostrados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Qualidade microbiológica recomendada para o reuso da água na agricultura

Categoria	Condições de reuso	Grupo exposto	Nematóides intestinais (c) (Média aritmética n° ovos/ L) (d)	Coliformes Fecais (Méd geom/100ml) (d)	Tratamento necessário para atingir a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas prováveis de serem consumidas cruas, Campos desportivos, Parques públicos (f)	Trabalhadores, consumidores, público	≤ 1	≤ 1000 (d)	Lagoas de estabilização em série projetadas para atingir a qualidade microbiológica requerida ou tratamento equivalente
B	Irrigação de culturas de cereais, Culturas industriais, Culturas de forrageiras, Pastos, Árvores (f)	Trabalhadores	≤ 1	Nenhum padrão recomendado	Retenção em lagoas de estabilização durante 8 a 10 dias ou tratamento com remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais
C	Irrigação localizada de culturas na categoria B, não ocorrendo exposição de trabalhadores e de público	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré - tratamento exigido pela tecnologia de irrigação, mas não inferior à sedimentação primária

(a) Fonte OMS (1989)

(b) Em casos específicos as orientações devem ser modificadas em função de levantamentos epidemiológicos locais, fatores sócio culturais e ambientais.

(c) Espécies de *Ascaris*, *Trichuris* e *Ancilostomídeos*.

(d) Enquanto durar o período de irrigação.

(e) Para gramados públicos é recomendável uma orientação mais restrita (menos do que 200 coliformes fecais por 100 ml) como, por exemplo, para gramados de hotéis, um dos casos em que o público pode vir a ter contato direto

(f) No caso de árvores frutíferas a irrigação deve cessar duas semanas antes da fruta ser colhida e nenhuma fruta deve ser apanhada do chão. A irrigação por aspersão não deve ser empregada.

2.3 - Reservatórios profundos de estabilização

Os primeiros reservatório profundos foram construídos em Israel, no início dos anos 70, com a finalidade única de armazenamento de água residuária tratada durante o inverno, para posterior uso no verão, na agricultura. Durante o período de armazenamento, foi verificada uma redução nas concentrações de microrganismos, matéria orgânica e nutrientes do efluente armazenado, sendo, a partir daí, utilizado também como unidades de tratamento, recebendo não só águas residuárias tratadas como, em alguns casos, esgoto bruto. Atualmente em Israel, existem cerca de 130 reservatórios em operação (Juanico e Shelef, 1994).

Tais reservatórios são, basicamente, grandes tanques com profundidade variando entre 6 e 15 m, capacidade volumétrica entre 50 mil e 11 milhões de m³, geralmente apresentam um ciclo anual de enchimento - esvaziamento - enchimento e funcionam sob diferentes regimes operacionais, de acordo com a disposição final a ser dada ao efluente armazenado e a quantidade de água necessária requerida (Fattal *et al.*, 1993; Juanico e Shelef, 1994).

É uma tecnologia relativamente nova que vem sendo bastante difundida. Também estão sendo introduzidos na Espanha (Soler *et al.*, 1991), e na Índia (Juanico e Shelef, 1994). Em Israel, das muitas alternativas de operação, as que mais se destacam são:

2.3.1 - Reservatório de fluxo contínuo

São alimentados continuamente durante todo o ano e o efluente é liberado em alguns meses ou de forma contínua em função da necessidade da cultura a ser irrigada. Pode-se utilizar um único reservatório ou dois ou mais associados em série. São utilizados quando não se requer uma água de qualidade elevada, pois ao atingir o seu nível máximo, o reservatório libera um efluente que ainda inclui frações significativas da água residuária crua, comprometendo a qualidade final. São reservatórios de fácil operação.

2.3.2 - Batelada seqüencial

A alimentação é feita durante todo o ano e a característica principal do sistema é apresentar um período de descanso, durante o qual não há entrada nem saída de água antes do esvaziamento. Os reservatórios podem operar em série e neste caso, o efluente utilizado será sempre do último reservatório, após ter sido submetido a um período de descanso, ou em paralelo, descarga descontínua onde há necessidade de pelo menos três reservatórios, um enchendo, um descansando, e um esvaziando. São reservatórios grandes e de operação mais complicada.

2.3.3 - Batelada semi-seqüencial

É um sistema utilizado quando o efluente necessita ser liberado em um curto período de tempo. A alimentação é interrompida quando o volume máximo do reator é atingido, sendo então iniciado o período de esvaziamento. Podem ser utilizados dois ou mais reservatórios em paralelo de modo que a alimentação do sistema seja sempre contínua.

O desempenho dos reservatórios de estabilização, segundo Juanico e Shelef (1994), é afetado por parâmetros operacionais como, tempo de armazenamento, cargas orgânica e hidráulica volumétricas e vazão de entrada e saída. O tipo de cultura a ser irrigada e o clima da região determinam o sistema operacional mais aplicável. Em Israel, nos anos 70, predominavam os reservatórios de fluxo contínuo, com o objetivo de atender à irrigação das culturas de algodão. Nos anos 80, o regime predominante era o de batelada seqüencial, já que as culturas irrigadas necessitavam de um efluente de melhor qualidade (Juanico, 1996).

Os reservatórios profundos existentes em Israel, são projetados com base em dados experimentais, pois ainda não existem parâmetros de projetos bem definidos. Desde 1970, vêm sendo realizados diversos estudos com reservatórios profundos em vários países, na tentativa de determinar melhores estratégias de operação, desenvolver parâmetros de projetos, minimizar problemas operacionais visando obter um efluente de qualidade elevada.

Entre os muitos estudos realizados em Israel pode-se destacar Abeliovich (1982), que abordou o equilíbrio biológico no reservatório de Ram; Dor *et al.*, (1987 a; 1987 b) que estudaram aspectos limnológicos de 14 reservatório e 2 lagoas anaeróbias; Juanico e Shelef (1991; 1994) que estudaram o desempenho de reservatórios profundos em função do projeto e parâmetros operacionais; Liran *et al.*, (1994) que investigaram a remoção de coliformes fecais com o objetivo de obter efluentes com melhores padrões microbiológicos.

Em outros países, destacam-se estudos realizados por Porcela *et al.*, (1972), na Índia, em um reservatório profundo alimentado com efluente terciário. Na Espanha dois trabalhos se destacaram, um desenvolvido por Moreno *et al.*, (1984), no qual foi aplicado um modelo matemático para a estratificação de lagos profundos, em uma lagoa profunda e em um reservatório com a intenção de simular o regime termal destes sistemas. Outra pesquisa foi realizada no sudeste da Espanha por Soler *et al.*, (1991) que investigaram, em um reservatório de 8 m de profundidade e 1500 m³, chamado de lagoa profunda operando em regime de batelada e com carga orgânica elevada (145 kg DBO₅/ha dia) os microrganismos fotossintéticos e alterações nos parâmetros físico-químicos.

Com a finalidade de melhorar a qualidade do efluente de modo a atender aos padrões da Organização Mundial de Saúde para a irrigação irrestrita, Mara e Pearson (1992), propuseram uma modificação no sistema operacional existente em Israel, substituindo um único reservatório por três ou quatro em paralelo, alimentados em regime de batelada seqüencial após um pré-tratamento em lagoa anaeróbia.

A Estação de Experimental Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES – UFPB), vem se empenhando desde 1994 na pesquisa do funcionamento de reservatórios profundos, com o objetivo de estabelecer parâmetros regionais de projeto. Entre os trabalhos realizados pode-se destacar o comportamento de formas de enxofre, fósforo, nitrogênio, remoção de matéria orgânica e o estudo da biomassa e diversidade de

gêneros de algas, durante o ciclo de operação (enchimento – repouso – esvaziamento) de um reservatório de estabilização, em escala piloto, alimentado com efluente de uma lagoa anaeróbia tratando esgoto doméstico bruto do sistema de esgoto de Campina Grande (Araújo, 1995; Souza Filho, 1996; do Nascimento, 1996).

2.4 – Enxofre

2.4.1 – Formas e fontes de enxofre em águas residuárias domésticas

O enxofre em ecossistemas aquáticos pode apresentar-se sob várias formas e estados de oxidação, podendo ser encontrado isolado (enxofre elementar) e/ou combinado, formando principalmente sulfetos (forma mais reduzida) e sulfatos (forma mais oxidada). Existem ainda compostos de enxofre em estados de oxidação intermediários, mostrados na Tabela 2.2.

Tabela- 2.2 - Formas de enxofre em diferentes estados de oxidação

Forma	Fórmula	Estado de oxidação
Sulfato	SO_4^-	+6
Sulfito	SO_3^-	+4
Tioissulfato	S_2O_3^-	+2
Enxofre elementar	S	0
Sulfeto	S^-	-2

Fonte: modificado de Anderson, 1978.

As principais fontes de enxofre em ambientes aquáticos naturais são decomposição de rochas, chuvas (lavagem da atmosfera) e agricultura (através da lixiviação de solos onde são aplicados adubos contendo enxofre) (Esteves, 1988). Em águas residuárias domésticas o enxofre apresenta-se principalmente nas

formas de enxofre elementar, sulfeto de hidrogênio e sulfato (mais abundante), tendo as excretas humanas como a principal fonte.

2.4.2- Transformações das formas de enxofre em ambientes aquáticos

As modificações sofridas pelos compostos de enxofre em ambientes aquáticos (Figura 2.1), principalmente naqueles sujeitos à influência de águas residuárias, envolvem tanto processos químicos como biológicos em que participam bactérias aeróbias e anaeróbias.

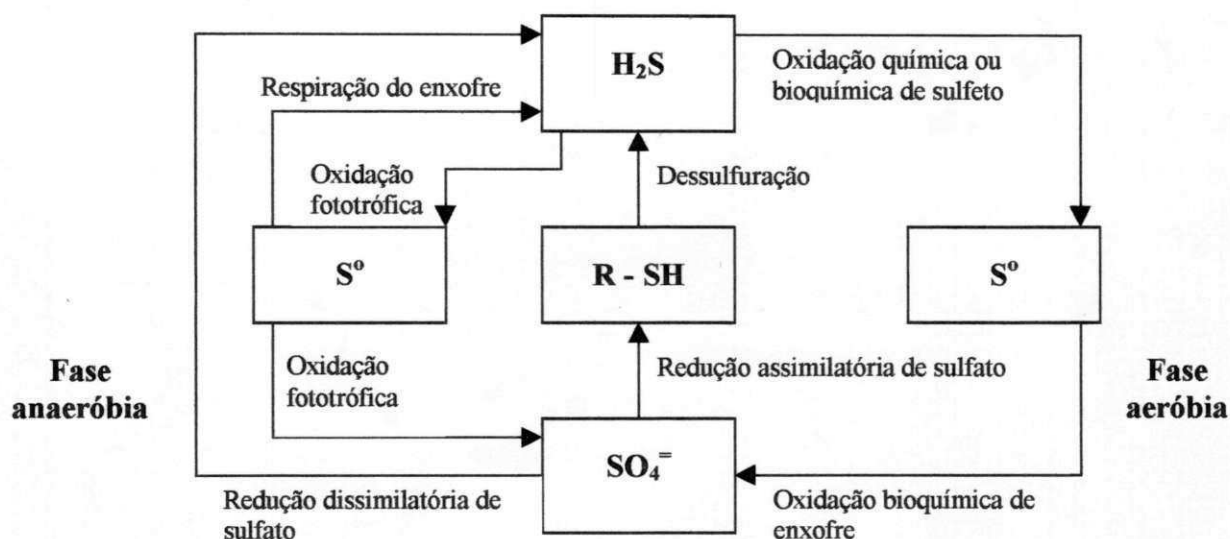


Figura 2.1 – Ciclo do enxofre

(Fonte: Modificado de Atlas e Bartha, 1987)

As transformações do enxofre em ambientes aquáticos podem ocorrer através de reações com o oxigênio dissolvido presente no meio, espontaneamente ou associadas a processos biológicos como redução assimilatória ou dissimilatória, oxidação e dessulfuração.

Entre os principais gêneros de bactérias redutoras envolvidas nas transformações dos compostos sulfurosos, em ambientes aquáticos destacam-se *Desulfovibrio* (redutoras de sulfato) e *Campylobacter* (redutoras de enxofre elementar). A oxidação biológica do sulfeto pode ser realizada por um número

elevado de microrganismos, destacando-se as bactérias aeróbias *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Thiobacillus* e as anaeróbias *Chromatium* e *Chlorobium* (Sharpley, 1961; Esteves, 1988).

2.4.3 - Processos bioquímicos de redução

2.4.3.1 - Dessulfuração

Consiste na liberação de sulfetos e mercaptanas a partir da degradação da matéria orgânica (proteínas e aminoácidos), por intermédio de bactérias proteolíticas dos gêneros *Proteus*, *Veillonella* e *Clostridium* (Anderson, 1978; Mara e Pearson, 1986).

2.4.3.2 - Redução assimilatória

Caracteriza-se pela conversão de sulfato ou qualquer outra forma de enxofre inorgânico em sulfeto, por ação catalítica de grande parte dos fungos e bactérias aeróbias (Anderson, 1978), sendo o sulfeto formado utilizado na produção de aminoácidos.

2.4.3.3 - Redução dissimilatória

Em condições anaeróbias as bactérias de redução dissimilatória de compostos de enxofre, à medida que degradam a matéria orgânica, produzem sulfeto, podendo utilizar sulfato e/ou enxofre elementar como aceptores finais de elétrons. A principal diferença em relação à redução assimilatória de sulfato é que o sulfeto produzido é liberado para o meio aquático e não utilizado para a produção de aminoácidos (Ferreira, 1988; de Oliveira, 1990).

De acordo com Brock *et al.* (1984), as bactérias dissimilatórias de sulfato podem ser divididas em dois grupos. O primeiro grupo é constituído pelos gêneros *Desulfovibrio*, *Desulfomonas* e *Desulfotomaculum*, os quais utilizam como fonte de energia lactato, piruvato, etanol e ácidos graxos. O segundo grupo compreende os gêneros *Desulfobulbus*, *Desulfobacter*, *Desulfococcus*,

Desulfonema e *Desulfosarcina*, sendo especializados na oxidação de ácidos graxos, principalmente acetato.

Os gêneros *Desulfuromonas*, *Desulfurococcus*, *Thermoproteus*, *Thermococcus*, *Thermofilum* e *Campylobacter*, ao invés de sulfato utilizam enxofre elementar como acceptor final de elétrons, sendo conhecidas como bactérias de redução dissimilatória de enxofre elementar. De acordo com Pfennig e Widdel (1982), a espécie *Desulfuromonas acetoxidans*, além de enxofre elementar, utiliza também polissulfeto como acceptor final de elétrons.

2.4.4 - Processos biológicos de oxidação

Na natureza existem algumas espécies de bactérias que são capazes de oxidar o sulfeto proveniente de redução biológica de sulfato, putrefação ou atividades industriais para sulfato ou enxofre elementar. Estas bactérias podem ser divididas nos seguintes grupos: bactérias púrpuras do enxofre, bactérias verdes do enxofre, bactérias púrpuras não sulfurosas, bactérias verdes filamentosas, cianobactérias e bactérias incolores do enxofre.

Fatores como temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, concentração de sulfeto (Jørgensen, 1982), intensidade luminosa (Guerrero *et al.*, 1985), entre outros influenciam no processo de oxidação.

De acordo com de Oliveira (1990), as diversas espécies de bactérias oxidantes do enxofre, ocorrem em vários sistemas de tratamento de águas residuárias, sendo importantes por transformarem sulfeto em outras formas não tóxicas de enxofre.

2.4.4.1 - Bactérias púrpuras do enxofre

Compreende a família Chromatiaceae, formada pelos gêneros *Thiospirillum*, *Ectothiorhodospira*, *Chromatium*, *Thiocystis*, *Thiosarcina* e *Amoebobacter* (Madigan, 1988).

São bactérias anaeróbias, móveis (na maioria dos casos) e fotossintetizadoras. De acordo com Pfennig e Truper (1981), são mixotróficas,

isto é, crescem tanto fotoautotroficamente como heterotroficamente. Na fotoassimilação do CO₂, o sulfeto de hidrogênio constitui-se no principal doador de elétrons, mas algumas bactérias também podem utilizar tiosulfato, sulfito e hidrogênio molecular (Stanier *et al.*, 1977).

O processo de oxidação de sulfeto para sulfato realizado por intermédio de bactérias púrpuras do enxofre, envolve duas etapas; a primeira compreende a transformação de sulfeto para enxofre elementar e a segunda a oxidação de enxofre elementar para sulfato. O enxofre elementar produzido na primeira etapa é armazenado intracelularmente, com exceção do gênero *Ectothiorhodospira*, que o deposita fora da célula (Stanier *et al.*, 1977).

2.4.4.2 - Bactérias verdes do enxofre

São bactérias estritamente anaeróbias, fotossintetizadoras e na sua grande maioria não apresentam mobilidade. Utilizam sulfeto de hidrogênio e compostos reduzidos do enxofre como doadores de elétrons e CO₂ como única fonte de carbono. Este grupo compreende a família Chlorobiaceae, formada pelos gêneros *Chlorobium*, *Prosthecochloris*, *Pelodictyon* e *Clathrochloris*.

O enxofre elementar produzido durante a oxidação de sulfeto é liberado para o meio aquático, no entanto permanece ligado à célula pela qual foi produzido sem poder ser utilizado por qualquer outro organismo (van Gemerden, 1986).

As bactérias coloridas do enxofre (púrpuras e verdes) são encontradas frequentemente em sistemas de tratamento de águas contendo gás sulfídrico (Sharpley, 1961). Em lagoas de estabilização são encontradas em elevadas concentrações, sendo responsáveis em grande parte pela oxidação de sulfeto (Mara e Pearson, 1986). Estudos realizados por Shelef e Juanico (1988), no reservatório de estabilização de Genigar, em Israel, encontraram uma população permanente de bactérias púrpuras, enquanto Soler *et al.* (1991), operando uma lagoa com características de reservatórios profundos tratando os efluentes líquidos do Campus da Universidade de Múrcia no Sudeste da Espanha,

constatarem a presença de bactérias coloridas. As púrpuras do gênero *Chromatium* e *Thiocapsa* estiveram presente em toda a massa líquida, no início do experimento, quando predominava condições de anaerobiose e elevadas concentrações de matéria orgânica. As bactérias verdes do gênero *Chlorobium* proliferaram, no final do experimento, na parte anaeróbia da lagoa, que apresentava elevadas concentrações de sulfeto e pouca luz.

2.4.4.3 - Bactérias púrpuras não sulfurosas

São microaerófilas e fotoheterotróficas, embora algumas espécies sejam fotoautotróficas (Truper e Pfennig, 1981). Inicialmente acreditava-se que as bactérias púrpuras eram incapazes de realizar a oxidação dos compostos reduzidos do enxofre, por isso foram denominadas não sulfurosas. A oxidação de sulfeto para sulfato por intermédio de bactérias púrpuras não sulfurosas ocorre sem acúmulo de enxofre elementar (Brock *et al.*, 1984).

Pertencem à família Rhodospirillaceae, formada pelos gêneros *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas* e *Rhodomicrobium* e ocorrem com frequência em ambientes aquáticos (lagos e lagoas) que contenham matéria orgânica e concentrações baixas de sulfeto (Strauss *et al.*, 1988), entretanto foi verificado que *Rhodopseudomonas sulfidophila* e *Rhodopseudomonas sulfoviridis* desenvolve-se melhor em concentrações elevadas de sulfeto, enquanto *Rhodopseudomonas globiformis* oxida tiosulfato e não sulfeto (Truper e Fischer, 1982).

2.4.4.4 - Bactérias verdes filamentosas

Realizam fotossíntese anoxigênica, são flexíveis, movem-se por deslizamento, e compreende a família Chloroflexaceae representada pelos gêneros *Chloroflexus*, *Oscillochloris* e *Chloronema*.

O gênero *Chloroflexus* é tido como o mais versátil podendo crescer fotoautotroficamente usando sulfeto de hidrogênio ou hidrogênio molecular como doadores de elétrons, fotoheterotroficamente e ainda heterotroficamente

em ambientes escuros e sob condições aeróbias. É encontrado em ambientes parcialmente aeróbios e, por ser termofílico, é freqüente em fontes termais de enxofre com temperaturas variando entre 45 °C e 70 °C (Stanier *et al.*, 1977).

2.4.4.5 - Cianobactérias

São organismos fotoautotróficos que em presença de elevadas concentrações de sulfeto de hidrogênio realizam fotossíntese anoxigênica. Quando o sulfeto de hidrogênio está ausente ou em baixas concentrações, estas passam a realizar fotossíntese oxigênica (Jørgensen, 1982). O enxofre elementar resultante da oxidação dos sulfetos é liberado na água (Oren e Shilo, 1979 *apud* Souza Filho, 1996).

Algumas cianobactérias são aeróbias, outras aeróbio-facultativas e se desenvolvem sob condições de pH ácido, estando largamente distribuídas na natureza (solos, águas doces, mares, águas residuárias, etc.).

2.4.4.6 - Bactérias incolores

Estas bactérias possuem a característica de oxidar compostos reduzidos de enxofre utilizando oxigênio ou nitrato como aceptor final de elétrons e como doadores de elétrons sulfeto, enxofre elementar e tiosulfatos (Jørgensen, 1982).

De acordo com Kuenen e Beudeker (1982), algumas bactérias pertencentes a este grupo são aeróbias, outras aeróbio-facultativas e quanto à categoria nutricional podem ser classificadas em quimioautótrofas facultativas ou obrigatórias. São representadas pelos gêneros *Thiobacillus*, *Thiomicrospira*, *Thermotrix*, *Pseudomonas*, *Sulfobulbus*, *Thiovulum* e *Paracoccus*.

As bactérias incolores, especialmente as do gênero *Thiobacillus* existem amplamente na natureza (águas doces, dos mares, residuárias, solo, lodos, etc), principalmente onde há presença ou geração de ácido sulfúrico (Mendonça, 1985).

2.4.5 - Problemas causados pela presença de compostos de enxofre em águas residuárias domésticas

A maior preocupação com as formas de enxofre em ambientes aquáticos está relacionada com a presença de gás sulfídrico, já que este além de produzir odores desagradáveis, é tóxico para os organismos vivos, além de exercer uma demanda de oxigênio na massa líquida (Postgate, 1982).

Nos reservatórios profundos, a oxidação da matéria orgânica, presente na massa líquida é realizada por oxidação aeróbia nas camadas superiores e digestão anaeróbia nas camadas inferiores e no lodo decantado. A camada que se estende da superfície até a profundidade onde a luz pode penetrar (zona fótica) é um ambiente favorável ao desenvolvimento de algas. Nessa região tende a ocorrer uma relação simbiótica entre algas e bactérias, na qual bactérias aeróbias, utilizam o oxigênio fornecido pelas algas, através da fotossíntese, para a oxidação da matéria orgânica e liberam dióxido de carbono que é utilizado pelas algas, além de nutrientes mineralizados particularmente nitrogênio e fósforo, na síntese de novo material celular.

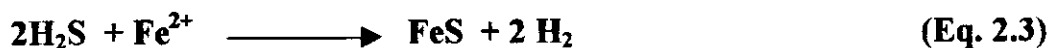
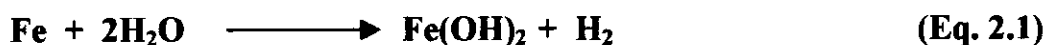
O efeito tóxico de sulfeto sobre a população, sobretudo de algas, irá comprometer seriamente o processo de tratamento. Nas algas, concentrações elevadas de sulfeto de hidrogênio inibem o aparelho fotossintético e conseqüentemente a fotossíntese e em bactérias anaeróbias heterotróficas podem inibir a atividade metabólica. Gloyna e Espino (1969), estudando lagoas de estabilização, verificaram que a faixa de concentrações de sulfeto que se torna ofensiva às algas é de 6,5 a 8,5 mgS/L enquanto Mara e Pearson (1986) afirmam que concentrações em torno de 8,0 mgS/L são suficientes para inibir a fotossíntese, com valores de pH variando de 7,1 a 7,8 (típicos de lagoas de estabilização facultativas e mesmo algumas de maturação, particularmente aquelas com maiores cargas orgânicas). Reservatórios de estabilização tendem a apresentar valores de pH nessa faixa, nas camadas superiores.

Dependendo da concentração o gás sulfídrico também é tóxico ao homem e a outros seres vivos. Segundo Bowker *et al.*, (1989), o teor máximo que o

homem pode ser exposto durante oito horas por dia é de 10 ppm (partes por milhão).

É importante também mencionar que não só o aspecto sanitário da ação bacteriana é motivo de estudo. A estabilidade das unidades de um sistema de esgotos sanitários, bem como dos condutos e equipamentos pode ser afetada pela atividade bacteriana. Grandes somas de dinheiro são empregadas tanto na prevenção quanto na substituição de peças já deterioradas. As bactérias redutoras de sulfato são os principais microrganismos envolvidos nos processos de corrosão, sendo responsáveis por aproximadamente 50 % dos casos (Hamilton, 1985 *apud* Ferreira, 1988). Sua participação na corrosão de aço e ferro está relacionada à formação de ferro ferroso (Brock *et al.*, 1984).

Sob condições anaeróbias, o ferro de superfícies metálicas (fundações, tubulações e galerias de águas residuárias) assentadas em solos que contém sulfato reagem espontaneamente com a água, formando hidróxido ferroso e hidrogênio, que ficam aderidos à superfície. As bactérias redutoras de sulfato, utilizam o hidrogênio produzido como fonte de energia, formando o sulfeto de hidrogênio que através da reação química espontânea ataca o ferro produzindo sulfato ferroso e hidrogênio. No final do processo o ferro metálico é convertido para hidróxido ferroso e sulfeto ferroso, como mostra as equações abaixo (Atlas e Bartha, 1987).



Além das bactérias redutoras de sulfato, outras bactérias do ciclo do enxofre podem catalisar processos de corrosão. Na presença de oxigênio, bactérias capazes de oxidar compostos reduzidos de enxofre com produção de ácido sulfúrico provocam a deterioração de ferro e concreto. *Thiobacillus*

constitui um bom exemplo destes organismos. A deterioração do concreto se dá pela reação do ácido sulfúrico com o carbonato de cálcio. O ácido formado pela ação bacteriana tem alto poder de reação sobre materiais ligantes como o cimento, originando sulfatos de cálcio, como mostra a Equação 2.5.



2.5 - Fósforo

2.5.1 - Formas e fontes de fósforo em águas residuárias domésticas.

Nas águas residuárias domésticas o fósforo pode ser encontrado nas formas de ortofosfatos, polifosfatos (fósforo minerais desidratados) e fósforo orgânico, tendo sua origem nas águas de abastecimento, dejetos humanos e detergentes sintéticos (Sawyer *et al.*, 1994). Nas águas de abastecimento, o fósforo é proveniente das fontes de captação e das estações de tratamento, onde é utilizado polifosfato, devido à sua capacidade de tamponação, para evitar corrosão ou incrustações nas peças e tubulações que compõem o sistema.

Resíduos de alimentos, dejetos humanos e detergentes sintéticos são os principais responsáveis pela concentração de fósforo em esgoto doméstico e portanto são os hábitos locais da população, principalmente na utilização de detergentes que influenciam diretamente nesta concentração. Estudos realizados por Golterman e Horne (1983), mostram que os detergentes contribuem com 50 % do fósforo presente nos esgotos domésticos.

2.5.2 – Transformações cíclicas das formas de fósforo em reservatório profundo de estabilização

São semelhantes às que ocorrem em lagoas de estabilização, envolvem processos físico-químicos e biológicos (Figura 2.2), sendo as principais resumidas da seguinte maneira:

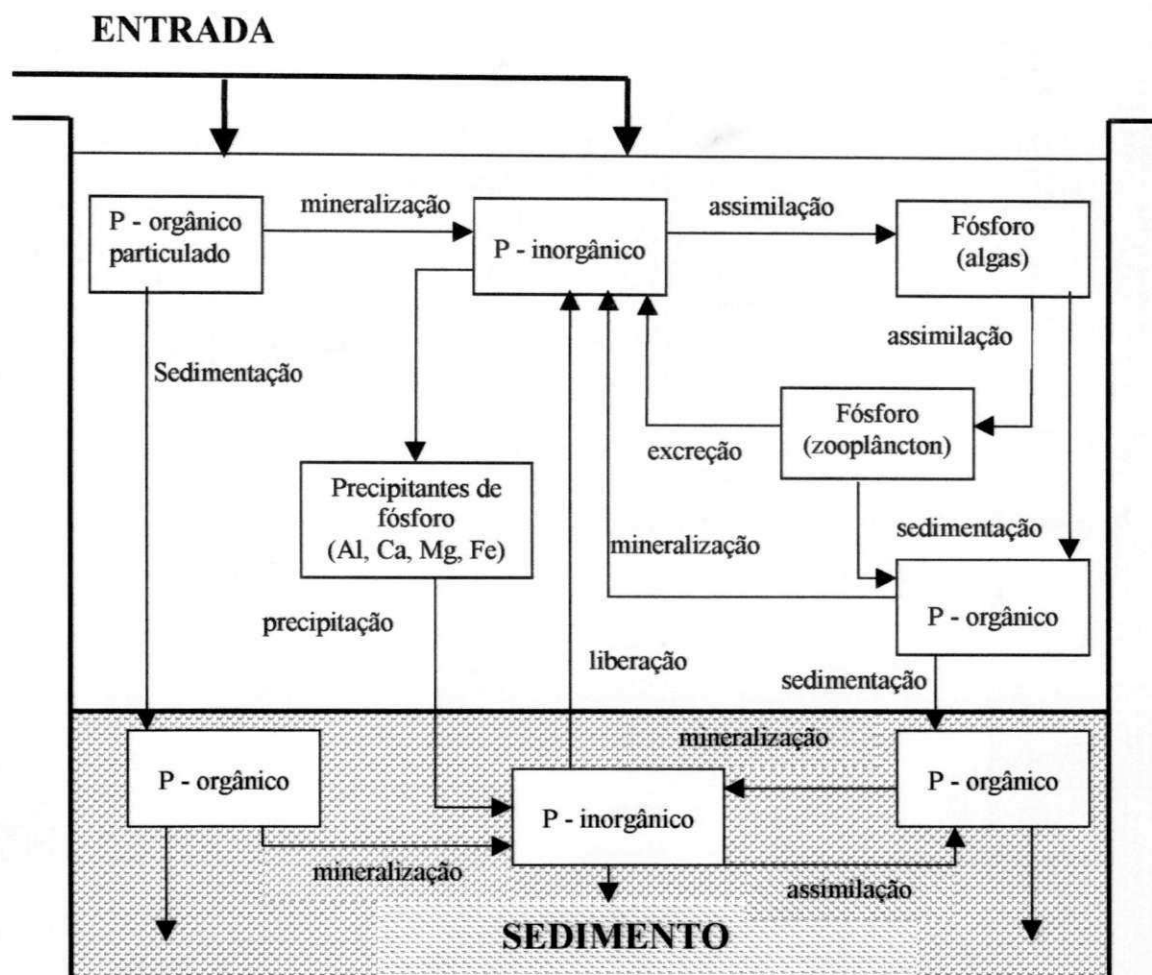


Figura 2.2 – Ciclo do fósforo em reservatórios de estabilização

(Fonte: Araújo, 1995)

1 - A fração de fósforo orgânico associado ao material em suspensão presente no esgoto bruto que chega ao reservatório, sedimenta para a camada de lodo onde é decomposta por bactérias anaeróbias (Araújo, 1993).

2 - O fósforo orgânico solúvel presente na massa líquida é mineralizado por intermédio de bactérias, transformando-se em ortofosfato (Araújo, 1993).

3 - Uma fração de ortofosfato é assimilada por microrganismos aquáticos que, ao morrerem sedimentam para o fundo do reservatório e são degradados por bactérias anaeróbias que em seguida liberam ortofosfato para a massa líquida.

4 - O ortofosfato pode ser precipitado através de reações com íons metálicos, particularmente alumínio e ferro ou com o cálcio e magnésio presentes na massa líquida. Diversos autores dão particular importância as reações do ortofosfato com íons de cálcio, formando hidroxiapatita e atribuem a valores elevados de pH, como responsáveis por isto (Toms *et al.*, 1975; Ellis, 1983; Somiya e Fuji, 1984; Houg e Gloyna, 1984)). Toms *et al.* (1975), por exemplo, apontam valores de pH acima de 8,2 para que haja precipitação de ortofosfato, sob a forma de hidroxiapatita, enquanto Somiya e Fuji, (1984), indicam o valor de pH igual 9,0 para que seja observada a mesma precipitação. Segundo Houg e Gloyna (1984), os precipitados formados das reações de ortofosfato com íons de ferro são menos estáveis que os formados com o íons alumínio, cálcio e magnésio. Por outro lado os precipitados formados sob condições aeróbias são mais estáveis do que sob condições anaeróbias (Somiya e Fuji, 1984).

5 - O fósforo condensado presente na massa líquida é gradualmente transformado em ortofosfato (Sawyer *et al.*, 1994), podendo alguma fração ser assimilada pelo os microrganismos (Houg e Gloyna, 1984).

6 - O fósforo inorgânico presente no sedimento é utilizado para síntese celular, particularmente de bactérias e alguma fração pode ser liberada para coluna d'água (Araújo, 1993).

2.5.3- Remoção de fósforo em reservatório profundo de estabilização.

Os principais mecanismos envolvidos na remoção de fósforo em águas residuárias domésticas armazenadas em reservatórios profundos de estabilização são a sedimentação, a precipitação química e a assimilação biológica.

2.5.3.1 - Sedimentação

A sedimentação do fósforo ocorre principalmente como consequência da sedimentação do material orgânico particulado presente no reservatório. Durante

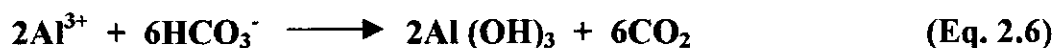
o seu ciclo operacional, os reservatórios profundos de estabilização podem apresentar diferentes taxas de sedimentação, devido às diferenças no material particulado. Se os reservatórios são operados em série, o primeiro reservatório apresentará uma taxa de sedimentação maior pois o esgoto bruto afluente possui uma maior quantidade de material orgânico sedimentável, e assim sucessivamente.

2.5.3.2 - Precipitação química

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

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

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



O pH ótimo para que ocorra uma maior precipitação do ortofosfato com íons de alumínio está situado entre 5,5 e 6,5 (WRC, 1987 *apud* da Silva 1992).

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

Os íons Fe^{2+} quando reagem com ortofosfato formam um precipitado chamado de vivianita [$Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$], enquanto os íons Fe^{3+} formam $FePO_4$. Tanto os íons Fe^{2+} quanto Fe^{3+} , podem reagir também com hidroxilas formando flocos de hidróxidos de ferro que podem precipitar fosfatos condensados por

adsorção (WCR, 1987 *apud*, da Silva, 1992). As equações abaixo mostram de forma simplificada, as reações de precipitação envolvendo os íons de ferro:

Reações envolvendo íons de ferro ferroso (Fe^{2+})



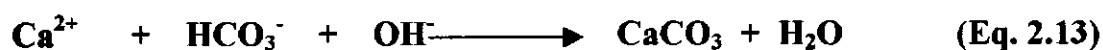
Reações envolvendo íons de ferro férrico (Fe^{3+}).



O pH ótimo, para formação de precipitados com íons de ferro ferroso, é 8,0, enquanto a máxima remoção de fósforo com ferro férrico ocorre quando o pH está situado entre 4,0 e 5,0 (WRC, 1987 *apud* da Silva, 1992).

c - Precipitação de fósforo com íons de cálcio

A precipitação química de ortofosfato com íons de cálcio ocorre em pH elevado (acima de 8,0) e os precipitados formados são mais estáveis do que aqueles formados em reações com íons de alumínio e, principalmente, com íons de ferro (Houng e Gloyna, 1984). As equações abaixo mostram de forma simplificada as reações envolvidas no processo:



Os altos valores de pH necessários para que ocorra a precipitação de ortofosfato com íons de cálcio (hidroxiapatita), sugerem que somente em lagoas de maturação poderia ocorrer alguma remoção de ortofosfato envolvendo íons de cálcio.

2.5.3.4 - Assimilação biológica de fósforo

Os organismos vivos presentes na massa líquida, principalmente algas, utilizam ortofosfato no desempenho de suas funções vitais (crescimento e reprodução). A morte destes microrganismos e a sua subsequente sedimentação contribui para a remoção de fósforo. Estudos realizados por Sukenik (1985) *apud* Araújo (1993), em lagoas de maturação, verificaram a autofloculação de algas tendo como agentes flocculantes substâncias fosfatadas.

2.5.4 – Conseqüências da presença de fósforo em águas residuárias domésticas

As conseqüências da presença de formas de fósforo em águas residuárias domésticas podem ser avaliadas de acordo com o destino final a que se pretende dar aos efluentes das estações de tratamento e com base na concentração de fósforo presente nesses efluentes.

Estudos realizados por Shelef *et al.* (1980), mostram que a remoção de fósforo torna-se necessária quando o efluente é destinado à recarga de aquíferos, pois irá comprometer a qualidade da água subterrânea que poderá ser usada posteriormente para abastecimento público ou quando o efluente tem como destino final um corpo receptor, o qual ficará sujeito à eutrofização.

A eutrofização é o enriquecimento natural ou artificial de corpos aquáticos, por nutrientes, provocando um aumento na produtividade primária, alterando a qualidade da água e comprometendo o seu uso (Araújo, 1993). Esteves (1988), refere-se ao fósforo como o nutriente limitante do corpo aquático. Segundo Sawyer *et al.* (1994), a concentração crítica de fósforo inorgânico em um corpo aquático, para evitar o desenvolvimento excessivo de algas é de 5 µgP/L.

Corpos aquáticos naturais sofrem um processo de eutrofização bastante lento devido aos nutrientes trazidos, por exemplo, pelas chuvas e águas de escoamento. No entanto, a eutrofização artificial, tem acelerado esse processo,

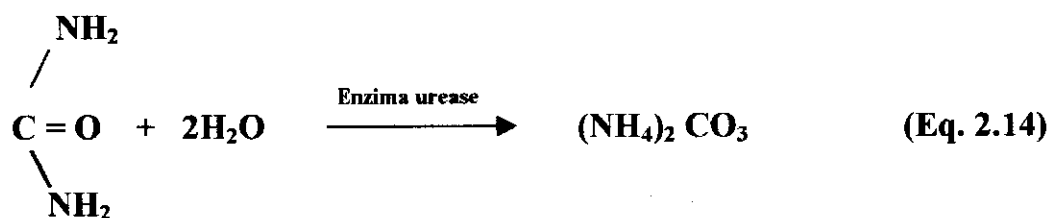
sendo responsável por modificações nas características físico-químicas e biológicas no corpo aquático. As principais fontes exógenas de nutrientes são os esgotos domésticos e industriais e a drenagem e erosão do solo fertilizado (Jones e Lee, 1981). Quando a água residuária tratada é destinada à irrigação ou aquicultura, a presença de nutrientes deixa de ser um problema e passa a ser um fator importante a considerar. Nestes casos, uma vez atendidos os padrões de qualidade de modo a não causar problemas de saúde à população, preserva-se o meio ambiente e ao mesmo tempo aumenta a capacidade produtiva da região.

2.6 - Nitrogênio

2.6.1 – Formas e fontes de nitrogênio em águas residuárias domésticas

Em águas residuárias domésticas o nitrogênio pode ser encontrado na forma de nitrogênio amoniacal (aproximadamente 60 %), nitrogênio orgânico (cerca de 40 %), nitrato e nitrito, que representam menos de 1 % do nitrogênio total (Barnes e Bliss, 1983). Por ser predominante, a amônia é a forma de nitrogênio mais utilizada para caracterizar águas residuárias domésticas.

O nitrogênio presente em esgotos domésticos é oriundo, principalmente de fezes e urina (Sawyer *et al.*, 1994). Na urina, aproximadamente 80 % do nitrogênio encontra-se na forma de uréia, que é rapidamente hidrolizada por intermédio de uma enzima denominada urease, formando carbonato de amônio, Equação 2.14 (Sawyer *et al.*, 1994).



As fezes contribuem principalmente com nitrogênio orgânico, através de proteínas não assimiladas, que são decompostas por bactérias em condições aeróbias ou anaeróbias com a conseqüente liberação de amônia (*Ibid.*).

A determinação da forma predominante de nitrogênio em um curso d'água, indica o estágio da poluição, provavelmente ocasionada por algum lançamento de esgoto à montante. Se a poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia, se for antiga a forma predominante será o nitrato.

2.6.2 – Transformações de formas de nitrogênio em águas residuárias

As transformações entre as diversas substâncias que contêm nitrogênio envolvem processos físicos, químicos e bioquímicos (Figura 2.3).

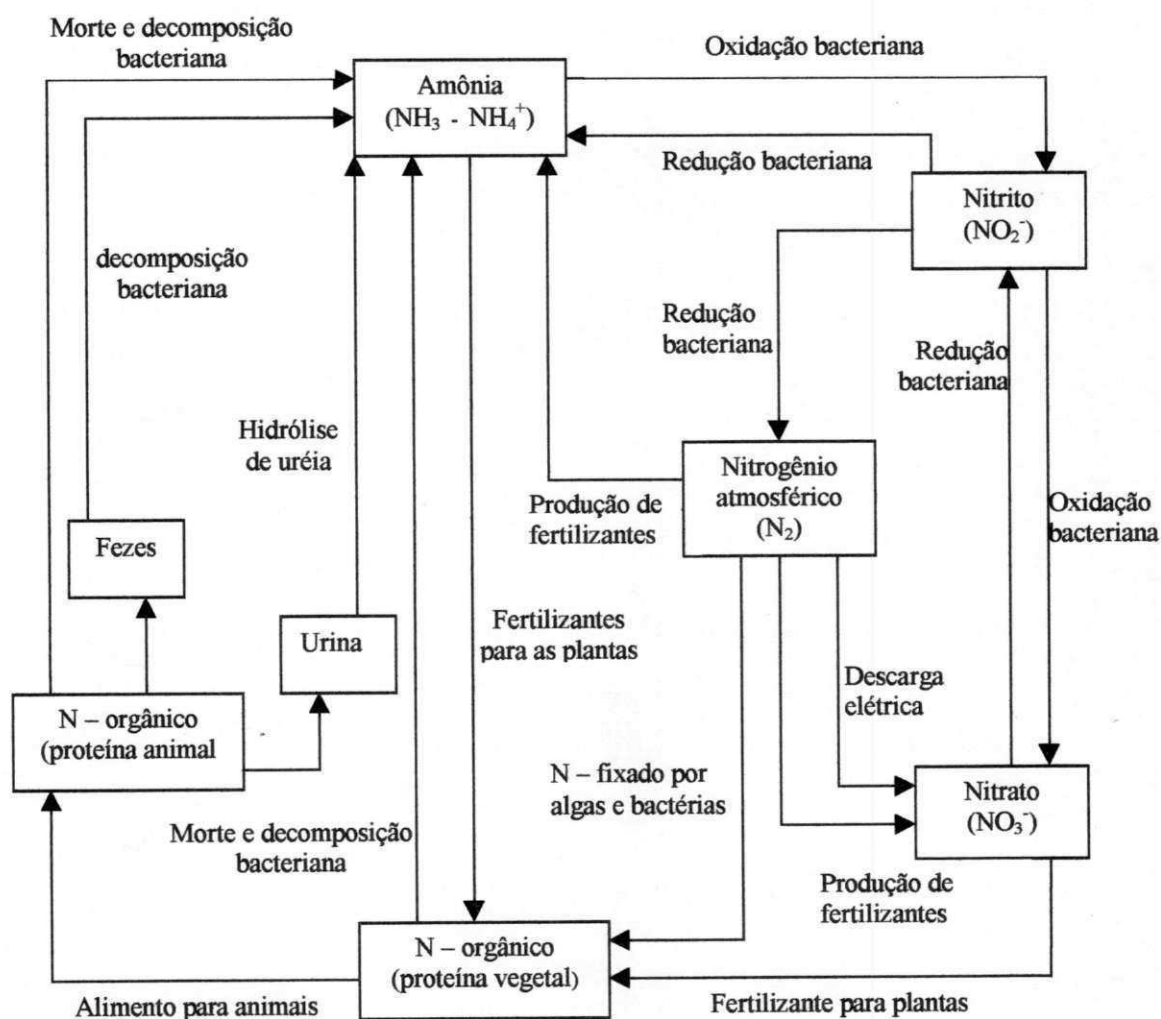


Figura 2.3 – Ciclo do nitrogênio

(Adaptado de Barnes e Bliss, 1983)

2.6.2.1 – Fixação

Em ambientes contendo baixas concentrações de amônia e oxigênio dissolvido, bactérias fixadoras de nitrogênio e cianobactérias, convertem nitrogênio molecular em proteínas (Esteves, 1988). Entre as bactérias fixadoras fotossintetizantes destacam-se os gêneros *Chromatium*, *Chlorobium*, *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas* e *Rhodomicrobium* enquanto *Clostridium* e *Desulfovibrio* destacam-se entre as anaeróbias heterotróficas (Brock *et al.*, 1984).



A fixação do nitrogênio molecular, tanto por bactérias como por cianobactérias é um processo tipicamente de redução, no qual a amônia é o primeiro produto formado, sendo todo o processo catalisado por um sistema de enzimas denominado nitrogenase (Esteves, 1988).

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

2.6.2.2 - Amonificação

É a obtenção de amônia a partir de nitrogênio orgânico. A amônia pode ser produzida através da decomposição dos tecidos de plantas e animais mortos e de material orgânico (fezes e urina), por intermédio de bactérias saprófitas, sob condições aeróbias ou anaeróbias.

2.6.2.3 - Assimilação

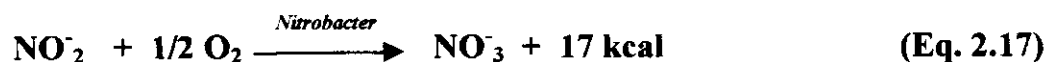
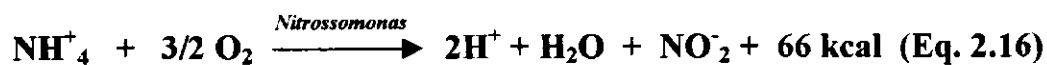
As várias formas de nitrogênio são assimiladas por organismos vivos durante o seu crescimento e reprodução (Sousa, 1988). A amônia é assimilada por algas e bactérias passando a constituir material celular e estas ao morrerem

sedimentam e são degradadas por bactérias produzindo amônia e um resíduo não biodegradável (de Oliveira, 1990). O nitrogênio presente no resíduo é incorporado ao lodo existente no fundo do reservatório ou da lagoa de estabilização.

Estudos realizados por Shelef *et al.*, (1980), com lagoas de estabilização, mostram que a maioria dos nutrientes presentes no lodo retornam rapidamente à massa líquida, de forma solubilizada.

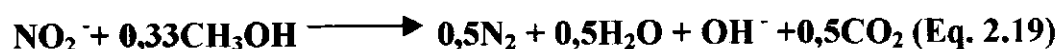
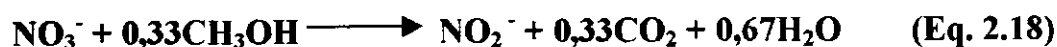
2.6.2.4 - Nitrificação

É a oxidação biológica da amônia, dando como produto final o nitrato. É realizada pela ação de dois grupos de bactérias quimioautotróficas. Na primeira etapa a amônia é oxidada para nitrito por intermédio de bactérias do gênero *Nitrossomonas* (Equação 2.16), em seguida, as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam nitrito para nitrato (Equação 2.17) (Barnes e Bliss, 1983). A energia liberada nessas reações é utilizada na síntese de material celular (Branco, 1986).



2.6.2.5 - Desnitrificação

Na ausência de oxigênio molecular, bactérias heterotróficas utilizam nitrato como acceptor de elétrons. Neste processo o nitrato é reduzido para nitrito e posteriormente para nitrogênio gasoso, Equações 2.18 e 2.19 (Barnes e Bliss, 1983; Sousa, 1988; da Silva, 1994).



2.6.3 - Problemas causados por formas de nitrogênio

2.6.3.1 - Toxicidade do nitrogênio amoniacal

Em meio básico ($\text{pH} > 8$), concentrações de amônia superiores a 28 mg N/L, são tóxicas às algas, inibindo sua atividade fotossintética. A toxidez da amônia está relacionada à capacidade desta penetrar livremente na célula, através da membrana citoplasmática e alterar a fisiologia celular (Abeliovich e Azov, 1976; Azov e Golterman, 1982 *apud* Silva, 1994).

2.6.3.2 - Irrigação de culturas

Segundo Crook (1991), uma água destinada a irrigação de culturas deve atender alguns requisitos para não prejudicar o solo, os equipamentos utilizados, a água subterrânea e a própria cultura.

O nitrogênio contido nas águas residuárias utilizadas para a irrigação tem o mesmo efeito para as plantas que o nitrogênio contido nos fertilizantes (nutriente e estimulante), logo a escolha da cultura a ser irrigada com água residuária e a intensidade das aplicações devem ser criteriosas, pois, se de um lado a falta de nitrogênio pode limitar a produção, por outro lado, o excesso pode reduzi lá ou tornar a planta imprópria para o consumo (Ayers e Westcot, 1985).

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 obstruções em válvulas e tubulações. Concentrações acima de 30 mg N/L pode provocar o crescimento excessivo da planta, retardamento na maturação e afetar desfavoravelmente o sabor e a textura das plantas comestíveis (Crook, 1991). Níveis elevados podem ser benéficos durante as primeiras fases e prejudiciais durante a floração e frutificação, pois causam redução nos rendimentos. Para as plantas,

a forma mais tóxica de nitrogênio é o nitrito enquanto as mais facilmente assimiláveis são nitrato e amônio (Ayers e Westcot, 1985).

2.6.3.3 - Eutrofização

Apesar do fósforo ser considerado o elemento limitante do processo de produtividade primária (Esteves, 1988), a presença de nitrogênio em corpos aquáticos também é importante para o aumento dessa produtividade. A Resolução do CONAMA 20/86, no seu artigo 21, determina que “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados em corpos d’água, direta ou indiretamente desde que contenham no máximo, 5 mg NH_4^+/L ”.

3.0 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Descrição do sistema experimental

O monitoramento foi efetuado em um reservatório profundo de estabilização (RE-3), cilíndrico, de concreto armado, o qual faz parte do complexo experimental situado nas dependências da EXTRABES (Figura 3.1), tratando esgoto doméstico da cidade de Campina Grande (PB).

As características físicas do reservatório de estabilização em estudo, são mostradas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Características físicas do reservatório RE – 3

PARÂMETROS	DIMENSÕES
Diâmetro interno	10,76 m
Profundidade Total	6,95 m
Profundidade de Trabalho	6,20 m
Área Superficial	90,94 m ²
Volume Máximo de Trabalho	591,13 m ³

O reservatório (RE-3) era o digestor secundário da “Antiga Depuradora”, da cidade de Campina Grande (latitude 7° 13’ 11’’ Sul e longitude 35° 52’ 31’’ Oeste, altitude média 550 metros), o qual sofreu algumas adaptações no intuito de atuar como reservatório de estabilização em escala-piloto. As adaptações consistiram em:

- remoção da cobertura metálica;
- remoção de vegetação, água e peças metálicas sucateadas devido ao longo período de inativação (mais de 20 anos) do digestor;

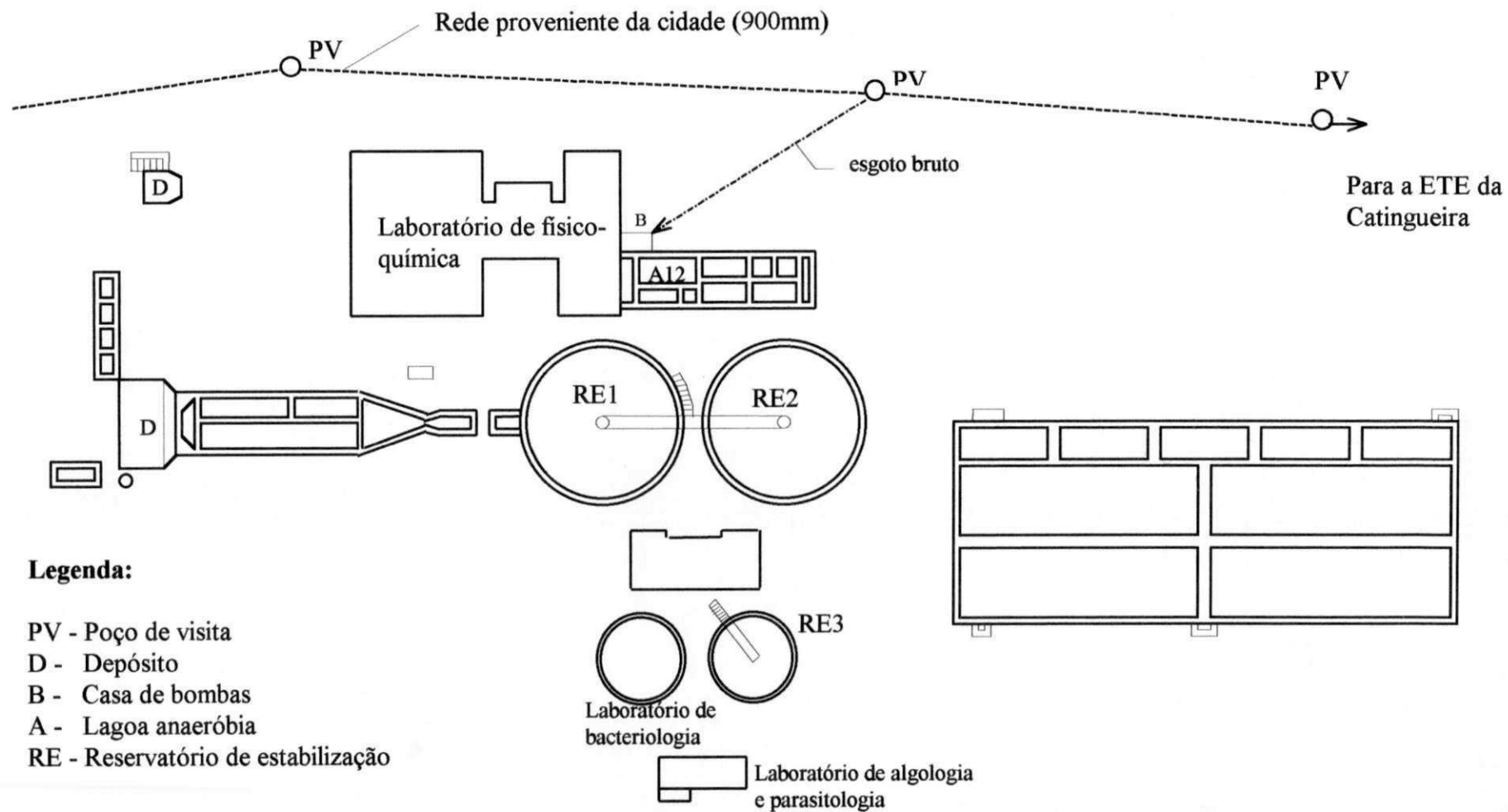


Figura 3.1 - Diagrama das instalações experimentais na EXTRABES

- construção de um pilar central para servir de suporte a uma passarela utilizada na amostragem;
- construção de uma escada externa para facilitar o acesso à passarela de amostragem;
- verificação e correção das condições de estanqueidade.

3.2- Operação do sistema

O reservatório de estabilização (RE-3) foi alimentado com esgoto bruto da cidade de Campina Grande (PB). O esgoto era tomado de um poço úmido (por uma bomba submersível ABS de 1,2 Hp e 3380 rpm), localizado ao lado de um dos poços de visita do interceptor leste (Interceptor da Depuradora) de 900 mm de diâmetro, que atravessa o terreno da EXTRABES, para um tanque de nível constante localizado no interior da casa de bombas (Figura 3.2) e a partir deste, foi bombeado através de uma bomba peristáltica NETZSCH, modelo NE 30 A nas vazões requeridas para o RE-3.

Foram realizados dois experimentos, envolvendo as fases de enchimento estabilização ou descanso e esvaziamento. As fases de enchimento eram caracterizadas pelos parâmetros vazão, tempo de enchimento e carga orgânica distintos. Neste trabalho, foram analisados apenas os resultados obtidos nos períodos de enchimento e repouso.

O sistema, operando em regime de batelada, permanecia em repouso durante a fase de estabilização, até que toda a massa líquida atingisse um padrão sanitário em termos da concentração de coliformes fecais ($CF < 100$ UFC/100mL), melhor que o recomendado para irrigação irrestrita (1000 UFC/100 mL) (WHO, 1989).

O reservatório foi esvaziado por intermédio de uma bomba submersível NOVA modelo 300, com uma vazão idêntica à do período de enchimento. As características operacionais do reservatório de estabilização em estudo são mostradas na Tabela 3.2.

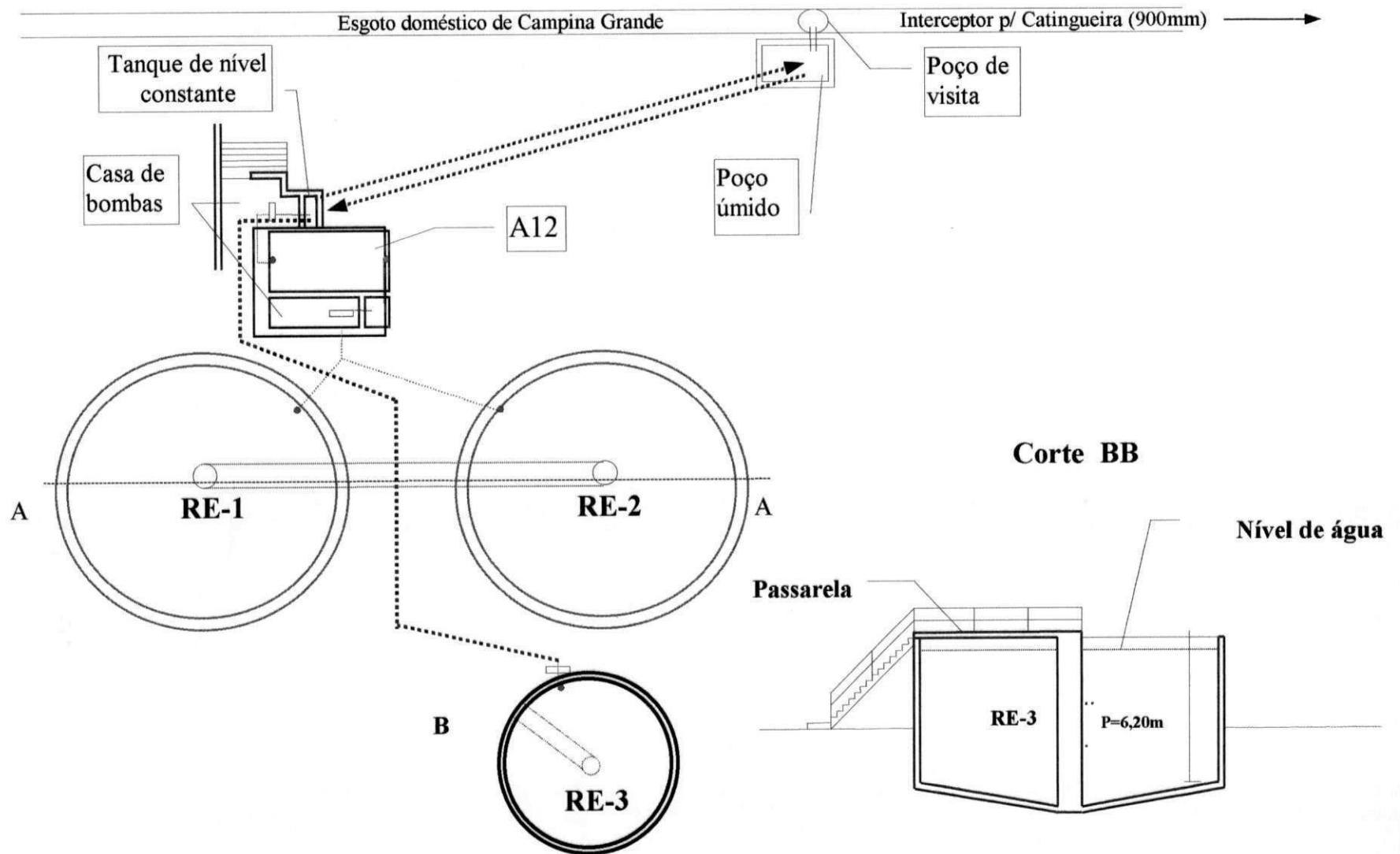


Figura 3.2 - Detalhe esquemático do fluxo de alimentação dos reservatórios

Tabela 3.2 – Características operacionais do reservatório de estabilização (RE-3)

Características operacionais	Experimento	
	I (27/09/94 a 08/03/95)	II (15/03/95 a 22/05/95)
Fonte de alimentação	EB	EB
Vazão (m ³ /dia)	7,99	20,38
Tempo de enchimento (dia)	74	29
Tempo de repouso (dia)	89	39
λ_s (kg DBO ₅ /ha dia)	210	538
λ_v (g DBO ₅ /m ³ dia)	3,40	8,67

λ_s (Carga orgânica superficial) - λ_v (Carga orgânica volumétrica)

3.3- Amostragem

A amostragem no reservatório foi baseada na coleta de amostras de diferentes níveis da massa líquida, nas diversas fases do experimento, mostrados na Tabela 3.3.

Para a coleta das amostras foi utilizada uma bomba peristáltica de velocidade variável, WATSON MARLOW modelo 604 S, conectado a uma mangueira de polietileno, com 12 mm de diâmetro e 10 m de comprimento, dispendo na extremidade de um dispositivo de coleta de forma cilíndrica, provido de 2 discos de PVC rígido, dispostos em paralelo, com 25 cm de diâmetro, distando 5 cm um do outro (Figura 3.3) O amostrador era introduzido perpendicularmente à superfície do reservatório até a profundidade desejada e a água era coletada através de furos situados entre os discos sem que ocorresse turbulência.

Antes de cada coleta, era dada uma descarga por aproximadamente 30 segundos, com o objetivo de esgotar todo o líquido remanescente da coleta anterior, de modo a não haver interferência nas análises.

Nas fases de enchimento e esvaziamento as amostras eram coletadas ao longo da coluna líquida (Tabela 3.3), toda vez que nível da água aumentava ou diminuía em 1 m, respectivamente.

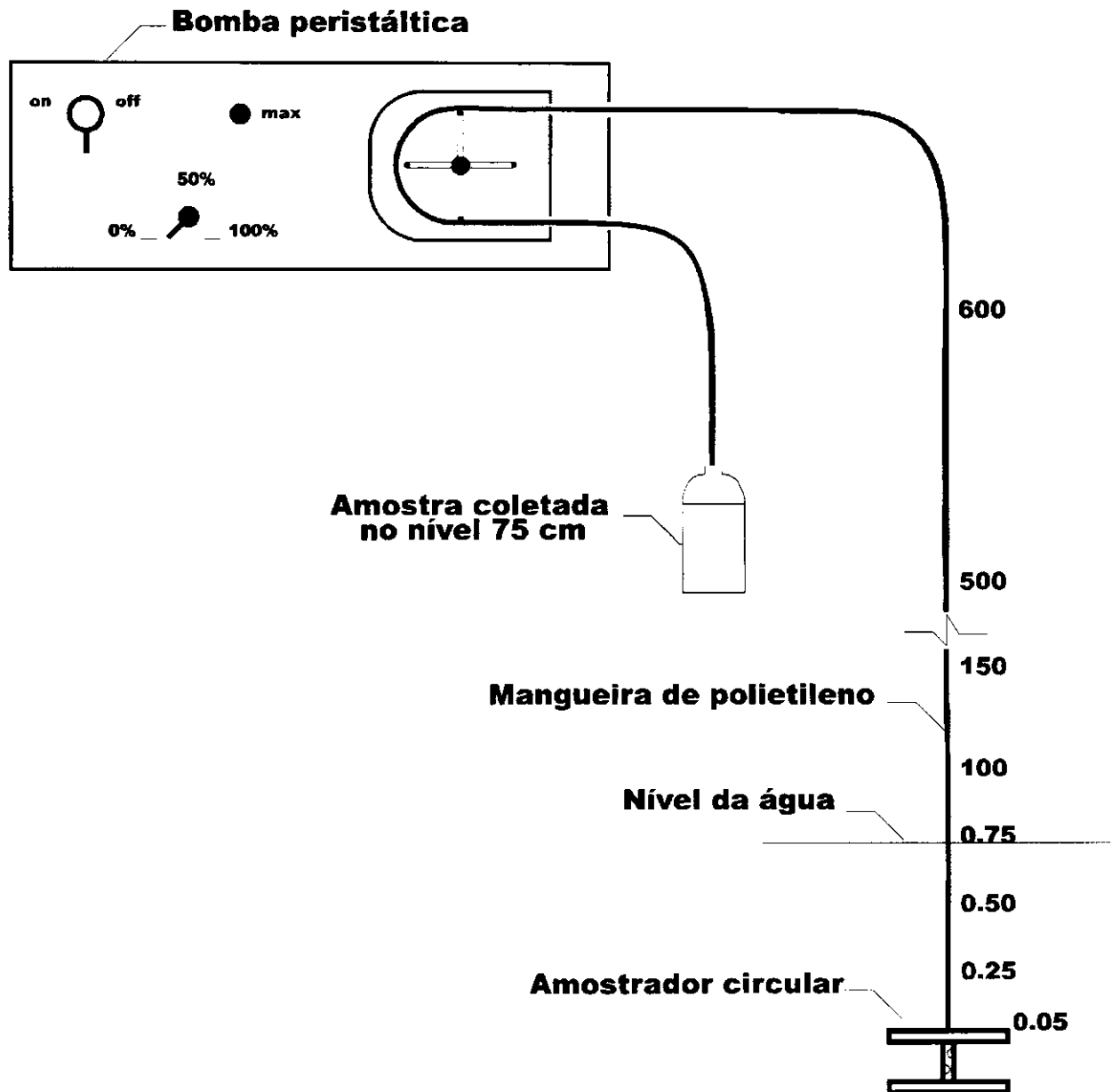


Figura 3.3 – Detalhe esquemático do dispositivo utilizado para coletar amostras no reservatório RE-3

Tabela 3.3 - Níveis amostrados durante a operação do reservatório RE-3.

Profundidade variável da coluna líquida do reservatório (cm)	Níveis Amostrados (cm)
100	5 - 25 - 50 - 75 - 100
200	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200
300	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300
400	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300 - 400
500	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300 - 400 - 500
600	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300 - 400 - 500 - 600

Na fase de estabilização as coletas foram realizadas com frequência semanal, a partir da superfície do reservatório e ao longo da profundidade nos níveis (cm) 5, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 300, 400, 500 e 600 .

As coletas foram realizadas às 8 h e em seguida efetuadas as análises de todos os parâmetros.

3.4- Parâmetros analíticos

Com exceção de nitrato, determinado pelo método do ácido cromotrópico (APHA *et al.*, 1980) e clorofila "a" (Jones, 1979), todos os procedimentos analíticos seguiram as recomendações de APHA *et al.* (1992).

As determinações que necessitaram de leituras espectrofotométricas foram realizadas em um espectrofotômetro PHARMACIA LKB, modelo NOVASPEC, exceto sulfato determinado em um espectrofotômetro GRIFFIN e GEORGE.

3.4.1- Parâmetros analíticos principais

Nitrogênio amoniacal

Foi empregado o método da nesslerização seguindo procedimento de destilação. As leituras foram realizadas a 450 nm.

Nitrogênio orgânico

Determinado pelo método da digestão macro-Kjeldahl seguido de destilação e nesslerização do nitrogênio amoniacal resultante, com leituras espectrofotométricas a 450 nm.

Fósforo total

Método do ácido ascórbico após digestão das amostra com persulfato de amônio, com leituras a 880 nm.

Ortofosfato solúvel

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

Nitrato

A técnica empregada foi a do ácido cromotrópico, com leituras de absorbância a 410 nm.

Sulfato

Método turbidimétrico, com leituras de absorbância a 420 nm.

Sulfeto total

As concentrações de sulfeto total foram determinadas pelo método do azul de metileno , com pré - tratamento das amostras por precipitação com acetato de zinco em condições fortemente básicas e leituras espectrofotométricas a 664 nm.

3.4.2 - Parâmetros auxiliares

pH

Os valores de pH foram determinados potenciometricamente, com a utilização de um medidor de pH JENWAY 3030, com eletrodo combinado Russel BNC e um compensador de temperatura PCT 121.

Temperatura

As temperaturas das amostras, foram medidas durante as coletas, com um termômetro de filamento de mercúrio, INCOTERM, com escala variando de $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $110\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Oxigênio dissolvido

As leituras de oxigênio dissolvido foram realizadas através de um medidor de oxigênio YSI, modelo 54 A, com eletrodo de membrana seletiva (YSI modelo 5730 A).

Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Método dos frascos padrões, com as medidas de oxigênio dissolvido sendo realizadas através do método descrito anteriormente.

Clorofila “a “

A extração de clorofila “a “ foi feita com metanol 100 %, à quente, de acordo com a técnica de Jones (1979). As leituras eram efetuadas a 665 nm, para avaliar a absorvância da clorofila “a”, e a 750 nm, para corrigir o efeito da turbidez.

4.0 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 – Caracterização do esgoto bruto afluyente

O esgoto bruto afluyente foi caracterizado com base nos resultados obtidos da análise de amostras compostas diárias, com frequência semanal. A Tabela 4.1 apresenta os valores médios, máximos, mínimos e o número de dados amostrais de todos os parâmetros analisados, com exceção da temperatura, uma vez que as amostras compostas não estavam à temperatura ambiente e, sim, preservadas a 5 °C, em um compartimento do amostrador automático. Foram utilizadas amostras compostas para esta caracterização por serem mais representativas da média diária que as coletadas às 8 horas da manhã, de acordo com a prática já bem definida em estudos realizados anteriormente na Estação de Tratamento de Esgotos da Catingueira (da Silva, 1992; da Costa, 1992; Araújo, 1993; da Silva, 1994).

Tabela 4.1 – Caracterização do esgoto bruto com base em amostras compostas diárias (abril/94 – março/95).

Parâmetros	Média	Mínimo	Máximo	N
DBO ₅ (mg/L)	240	97	498	49
DQO (mg/L)	508	205	1161	50
SST (mg/L)	298	118	740	49
pH	7,6	6,5	8,6	49
Sulfato (mgS/L)	12,5	2,5	30,2	49
Sulfeto (mgS/L)	0,8	0,04	3,9	50
PT (mgP/L)	5,3	1,7	8,8	50
P-orto (mgP/L)	2,6	0,2	4,6	50
N. amoniacal (mgN/L)	23,8	7,2	39,9	49
N. orgânico (mgN/L)	13	-	-	-
Nitrato (mgN/L)	-	-	-	-

DBO (Demanda bioquímica de oxigênio) – DQO (Demanda química de oxigênio) – SST (Sólidos suspensos totais) – pH (Potencial hidrogeniônico) – PT (Fósforo total) – P-orto (Ortofosfato solúvel)

4.2 – Tratamento estatístico dos dados amostrais

Os dados brutos de cada parâmetro analítico determinado nas amostras coletadas no reservatório RE-3 nos experimentos I e II foram, inicialmente, submetidos a um estudo de distribuição espaço (níveis) temporal. Nesse estudo, as concentrações ou valores assumidos pelo parâmetro nos diferentes níveis foram plotados num diagrama obedecendo a uma convenção definida de sinais e cores. A Figura 4.1, ilustra a distribuição espaço temporal das concentrações de fósforo total no reservatório RE-3 durante todo o período de operação no experimento I.

Em seguida, foi feito um estudo da caracterização da coluna líquida do reservatório, para as diversas datas de amostragem ao longo do período de operação, com base em parâmetros estatísticos descritivos entre os quais a média aritmética (med) como estimativa da tendência central, o intervalo (min – max) para indicar a dispersão e o número de dados amostrais (N). O resumo deste estudo para todos os parâmetros analíticos é apresentado nas Tabelas 4.2 e 4.3 respectivamente para os experimentos I e II.

Ao longo do processo de análise dos resultados, eventualmente, surgiu a necessidade de observar a distribuição das médias da coluna líquida para um determinado parâmetro analítico particular. A Figura 4.2, ilustra a distribuição temporal das concentrações médias de fósforo total no experimento I.

Análise de variância (ANOVA) de fator único (Sokal & Rohlf, 1981) também foi aplicada aos dados dos diferentes parâmetros analíticos obtidos nos dois experimentos para verificar a existência de diferenças significativas entre as médias da coluna líquida ao longo das diversas fases do período de operação. Essa análise cuja tabela resumo final fornece os elementos (F e F_c) que indicam a existência ($F \geq F_c$) ou não ($F < F_c$) de diferenças significativas entre as médias, foi seguida de uma outra (análise gráfica pelo método GT-2) que, numa comparação simultânea de várias médias, indica onde essas diferenças ocorrem. A Figura 4.3 é uma ilustração desta análise para os dados de fósforo total no experimento II. A Tabela 4.4 resume os valores da estatística F e do seu valor crítico (F_c) para os

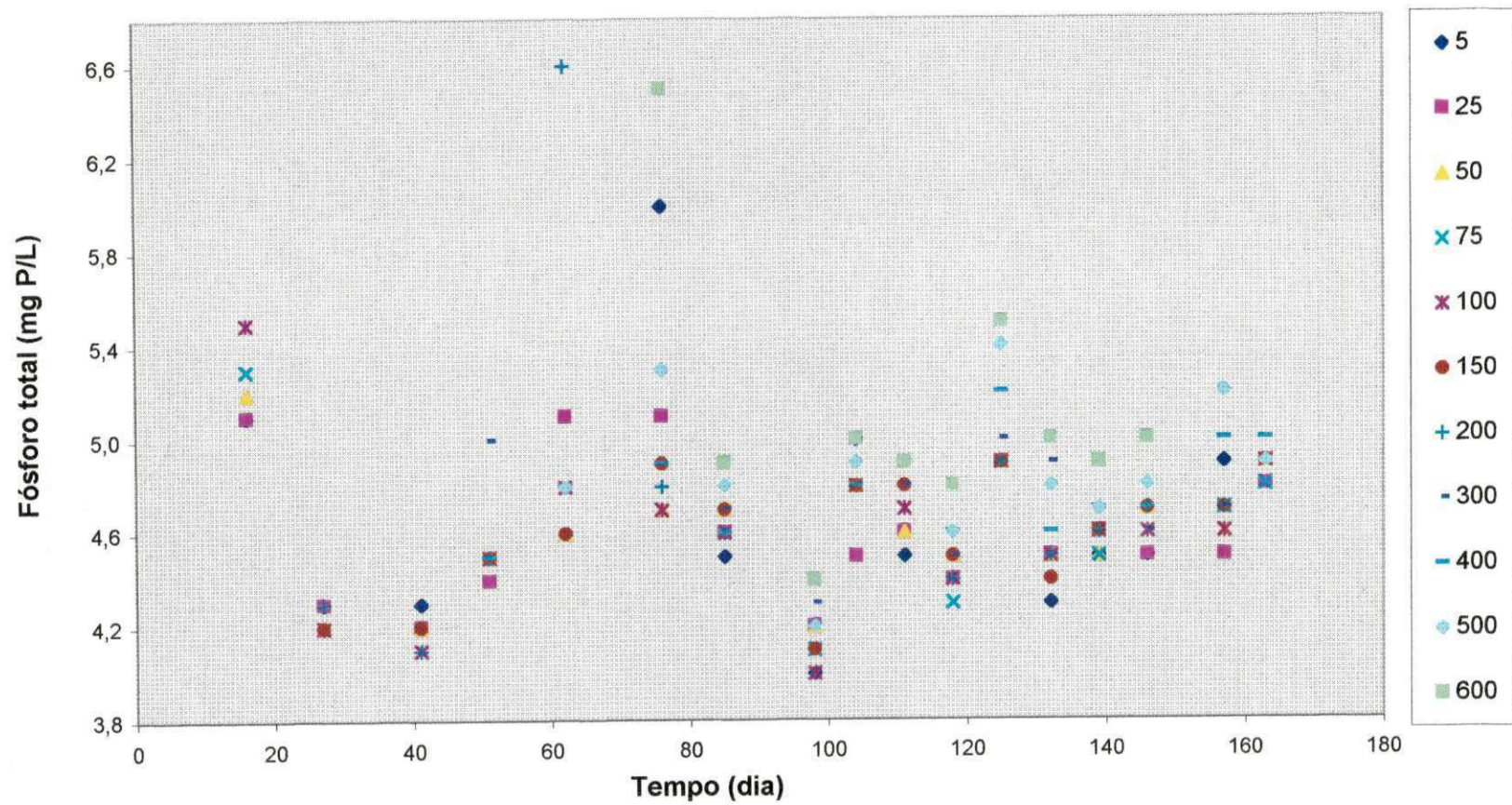


Figura 4.1 - Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total durante o experimento I, no reservatório RE-3.

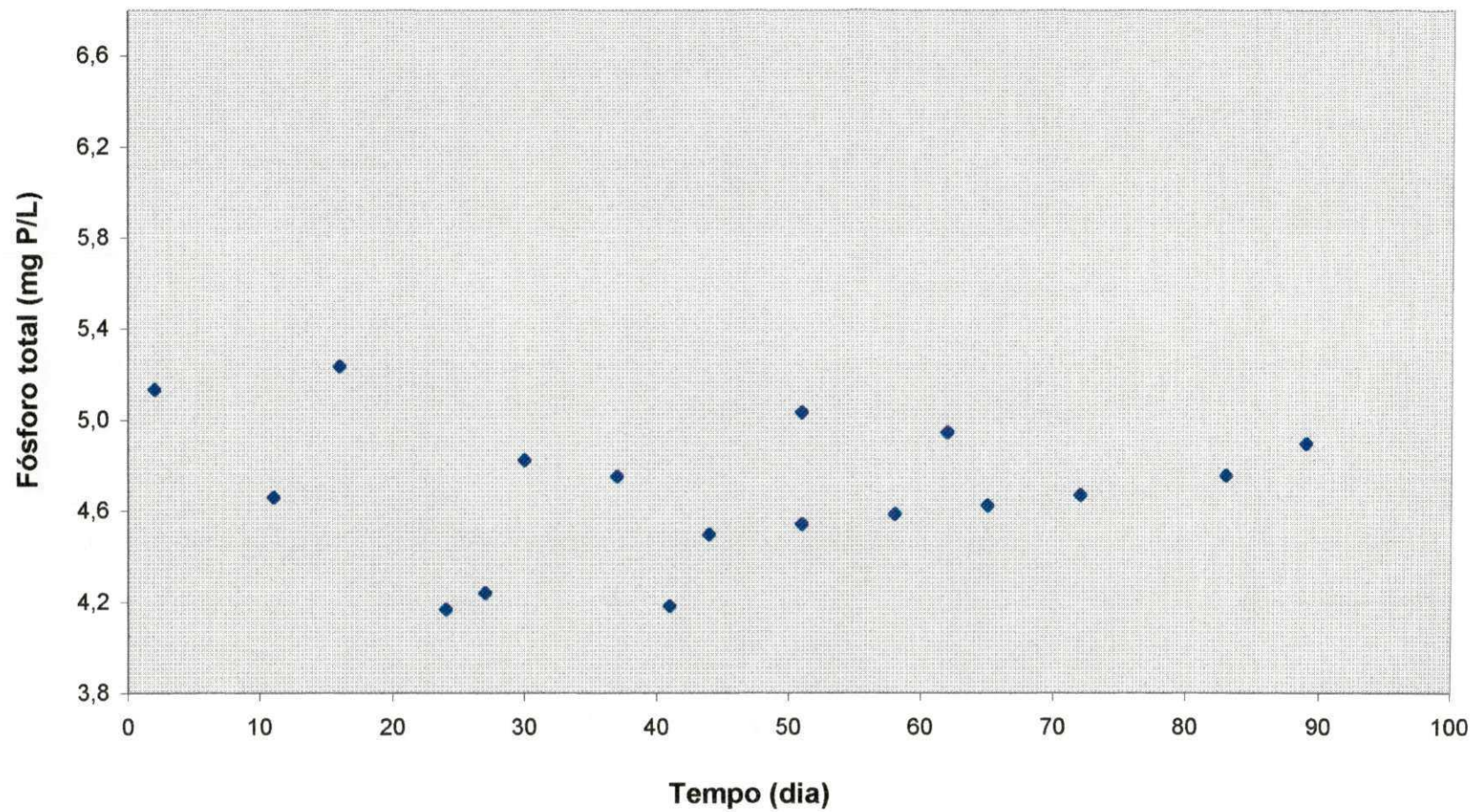


Figura 4.2 – Variação temporal das concentrações de fósforo total com base nos valores médios da coluna líquida durante o experimento I, no reservatório RE-3.

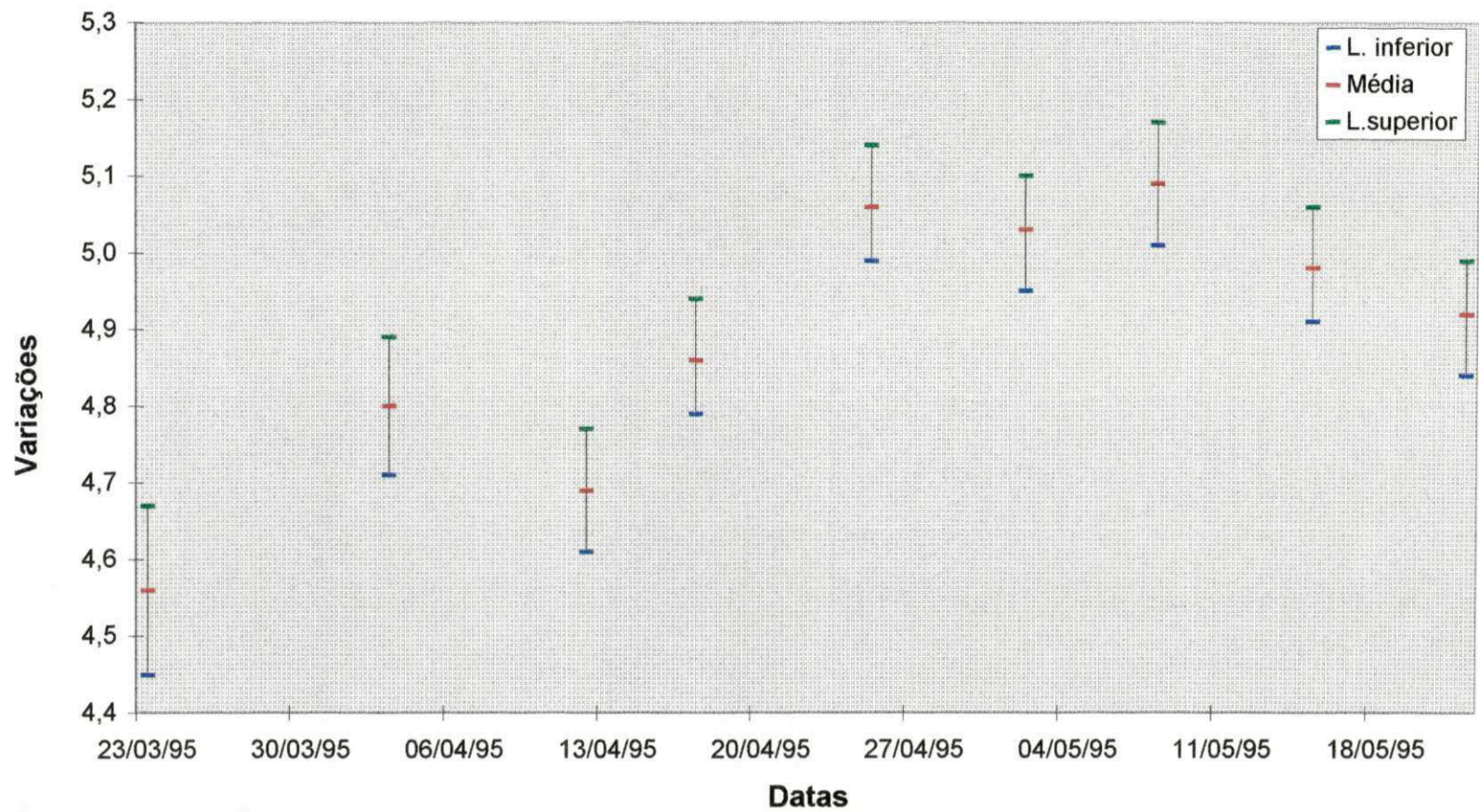


Figura 4.3 - Médias e limites de confiança de 95 % (Método GT-2) de fósforo total na coluna líquida do RE-3 no experimento II.

Tabela 4.2 – Caracterização dos dados da coluna líquida do RE-3, Experimento I. (outubro/94 – março/95)

Parâmetros		Datas / Dias de operação																
		13/10	24/10	07/11	17/11	28/11	12/12	21/12	03/01	09/01	16/01	23/01	30/01	06/02	13/02	20/02	02/03	08/03
		16	27	41	51	62	76	85	98	104	111	118	125	132	139	146	157	163
						*2	11	24	30	37	44	51	58	65	72	82	88	
PT (mgP/L)	Méd	5,3	4,3	4,2	4,5	4,9	5,1	4,7	4,2	4,8	4,8	4,5	5,0	4,6	4,6	4,6	4,8	4,9
	Mín	5,1	4,2	4,1	4,4	4,6	4,7	4,5	4,0	4,5	4,5	4,3	4,9	4,3	4,5	4,5	4,5	4,8
	Máx	5,5	4,3	4,3	5,0	6,6	6,5	4,9	4,4	5,0	4,9	4,8	5,5	5,0	4,9	5,0	5,2	5,0
	N	5	7	8	5	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	10	10
P-Orto (mgP/L)	Méd	3,5	3,8	2,6	3,6	3,9	3,9	3,6	3,3	4,3	4,0	4,4	4,5	4,1	4,3	4,3	4,3	4,6
	Mín	3,4	3,6	1,6	3,4	3,3	3,3	3,4	1,1	3,8	3,4	4,2	4,3	3,7	4,1	4,1	4,0	4,5
	Máx	3,7	4,1	3,5	3,7	4,2	4,0	4,0	4,4	4,5	4,4	4,6	5,0	4,7	4,6	4,6	4,7	4,8
	N	5	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	10	10
S ⁼ (mgS/L)	Méd	5,9	10,1	3,5	6,2	7,3	7,3	11,9	3,7	3,4	1,3	2,2	2,3	1,5	2,5	3,2	2,6	2,3
	Mín	4,2	7,8	0,5	4,0	4,0	0,3	9,9	0,1	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3
	Máx	9,7	11,7	4,9	7,4	8,9	9,6	14,1	7,3	4,5	2,9	6,7	9,3	7,8	7,8	11,2	13,5	4,9
	N	5	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	10
SO ₄ ⁼ (mgS/L)	Méd	12,1	5,5	7,1	5,5	3,7	4,0	4,7	7,0	5,6	8,4	11,6	9,7	4,5	6,8	10,9	10,5	10,3
	Mín	9,5	3,9	5,5	5,0	2,0	1,5	3,9	3,9	3,9	6,1	7,2	7,2	0,8	2,7	7,6	5,5	9,5
	Máx	14,0	7,2	8,2	6,1	4,5	5,5	6,1	10,0	7,6	11,8	14,0	10,8	8,8	11,3	13,0	13,0	10,8
	N	5	7	8	9	10	11	11	11	11	11	7	11	9	11	11	11	11
NH ₃ (mgN/L)	Méd	15,9	12,1	10,5	24,8	27,5	9,2	5,9	9,1	5,6	11,1	4,5	3,6	2,3	2,6	1,7	ND	7,5
	Mín	13,5	11,0	7,6	21,6	23,5	4,6	3,2	4,4	2,6	6,4	2,3	1,8	1,8	1,6	1,0	ND	6,4
	Máx	17,7	13,8	14,7	29,8	29,4	15,8	8,6	11,2	8,4	40,0	9,3	6,4	3,0	3,6	2,7	ND	10,0
	N	5	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	ND	10
N-Org. (mgN/L)	Méd	2,6	0,6	2,6	2,2	2,3	3,6	1,2	1,7	2,9	3,1	2,9	2,9	2,6	2,4	1,8	ND	1,6
	Mín	1,8	0,2	1,6	1,2	0,9	3,0	0,9	0,8	1,6	1,8	1,5	1,3	1,6	1,1	1,0	ND	0,4
	Máx	4,7	1,2	4,2	3,9	4,8	4,8	1,7	2,9	4,4	6,2	4,2	4,7	4,1	3,5	2,9	ND	3,0
	N	5	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	ND	10

* Dias de repouso

Continua

Tabela 4.2 – Caracterização dos dados da coluna líquida do RE-3, Experimento I. (outubro/94 – março/95)

Parâmetros		Datas / Dias de operação																	
		13/10	24/10	07/11	17/11	28/11	12/12	21/12	03/01	09/01	16/01	23/01	30/01	06/02	13/02	20/02	02/03	08/03	
		16	27	41	51	62	76	85	98	104	111	118	125	132	139	146	157	163	
							*2	11	24	30	37	44	51	58	65	72	82	88	
Nitrato (mgN/L)	Méd	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	ND	0,4	
	Mín	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	ND	0,3	
	Máx	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,2	0,4	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,4	ND	0,6
	N	5	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	ND	10
DBO ₅ (mg/L)	Méd	ND	50	32	31	27	25	24	40	ND	22	16	16	22	14	17	13	10	
	Mín	ND	45	31	29	24	18	22	36	ND	20	12	11	12	10	10	10	8	
	Máx	ND	56	36	34	38	62	28	46	ND	25	29	27	32	34	31	17	13	
	N	ND	7	8	9	10	11	11	11	ND	11	11	11	11	11	11	11	11	10
pH (8:00 h)	Méd	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,9	8,0	7,7	7,8	7,4	7,6	8,2	8,3	8,1	8,1	8,1	7,9	
	Mín	7,7	7,8	7,8	7,7	7,8	7,9	8,0	7,4	7,8	7,0	7,5	8,0	8,0	8,0	7,7	8,8	7,9	
	Máx	7,9	7,9	7,8	8,0	7,8	8,0	8,0	7,8	7,8	7,9	7,7	8,3	8,5	8,5	8,2	8,2	7,9	
	N	5	7	7	9	10	11	11	11	10	11	11	11	11	11	11	11	11	
Temperatura (°C) -8:00 h	Méd	25	26	26	26	27	26	ND	26,	26	26,2	27	27	27	28	27	27	27	
	Mín	25	25	26	26	26	25	ND	25	25	26	27	26	27	27	27	27	27	
	Máx	26	26	26	26	27	26	ND	27	26	27	28	27	28	28	27	27	27	
	N	5	7	8	9	10	11	ND	11	10	11	11	11	11	11	11	11	11	
OD (8:00 h) (mg/L)	Méd	0,6	0,0	0,4	0,0	0,1	0,1	ND	0,3	0,1	0,0	1,7	3,5	4,9	0,2	0,1	0,3	0,4	
	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	ND	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	Máx	2,2	0,0	2,5	0,0	1,2	0,4	ND	2,0	0,6	0,0	6,0	8,4	15,8	2,0	0,5	1,4	2,0	
	N	5	7	8	9	10	11	ND	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	
Clorofila "a" (µg/L)	Méd	535	279	204	31	151	433	ND	133	78	41	102	140	263	68	71	106	77	
	Mín	238	159	119	25	56	195	ND	48	58	25	28	52	173	54	55	71	66	
	Máx	909	502	328	33	695	1876	ND	309	119	65	161	185	377	97	104	174	84	
	N	5	7	8	9	10	11	ND	11	11	11	11	11	11	11	11	11	9	

* Dias de repouso

Tabela 4.3 – Caracterização dos dados das amostras diárias do RE-3, Experimento II. (março/95 – maio/95)

Parâmetros		Datas / Dias de operação								
		23/03	03/04	12/04	17/04	25/04	02/05	08/05	15/05	22/05
		8	19	28	33	41	48	54	61	68
					*4	12	19	25	32	39
PT (mgP/L)	Méd	4,6	4,8	4,7	4,8	5,1	5,0	5,1	5,0	4,9
	Mín	4,5	4,7	4,6	4,8	4,8	5,0	5,0	4,9	4,9
	Máx	4,6	4,9	4,8	5,1	5,2	5,1	5,4	5,1	5,1
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
P-Orto (mgP/L)	Méd	3,9	4,3	3,9	4,3	4,0	3,6	3,5	3,9	3,8
	Mín	3,9	4,3	3,7	3,9	3,3	3,2	3,0	3,4	2,8
	Máx	4,0	4,4	4,2	5,0	4,3	3,9	3,9	4,1	4,1
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
S ⁻ (mgS/L)	Méd	12,9	15,9	9,5	16,1	9,8	9,6	12,0	11,3	9,3
	Mín	14,4	14,5	1,9	13,1	8,4	6,6	6,9	4,3	1,0
	Máx	13,5	18,1	11,9	17,8	12,1	13,4	15,3	13,6	12,2
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
SO ₄ ⁻ (mgS/L)	Méd	7,7	4,5	4,9	7,3	5,7	4,9	5,0	5,6	6,9
	Mín	6,7	3,3	3,3	6,7	5,0	3,9	3,9	4,5	5,5
	Máx	8,8	5,5	7,2	10	8,2	6,7	6,1	6,7	9,5
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
NH ₃ (mgN/L)	Méd	22,3	23,5	15,8	20,5	22,6	22,3	19,7	22,9	22,9
	Mín	17,1	21,2	12,7	15,4	18,4	18,6	17,2	19,9	15,8
	Máx	25,3	26,6	18,4	24,6	28,0	28,0	21,8	24,8	28,0
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
N-Org. (mgN/L)	Méd	3,2	2,6	1,3	1,1	2,3	0,9	1,7	3,0	2,3
	Mín	2,6	1,2	0,2	0,6	1,1	0,1	0,1	2,2	1,3
	Máx	3,5	5,5	2,2	3,6	4,1	2,4	2,5	5,3	3,8
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11

* Dias de repouso

Continua

Tabela 4.3 – Caracterização dos dados das amostras diárias do RE-3, Experimento II. (março/95 – maio/95)

Parâmetros		Datas / Dias de operação								
		23/03	03/04	12/04	17/04	25/04	02/05	08/05	15/05	22/05
		8	19	28	33	41	48	54	61	68
					*4	12	19	25	32	39
Nitrato (mgN/L)	Méd	0,40	0,29	0,41	0,28	0,26	0,46	0,63	0,11	0,28
	Mín	0,28	0,16	0,29	0,08	0,20	0,33	0,50	0,00	0,18
	Máx	0,47	0,47	0,59	0,58	0,39	0,72	0,87	0,36	0,37
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
DBO ₅ (mg/L)	Méd	ND	68	70	67	46	40	35	36	32
	Mín	ND	67	63	58	41	38	31	32	30
	Máx	ND	70	86	75	51	45	43	41	36
	N	ND	8	10	11	11	11	11	11	11
pH (8:00 h)	Méd	7,0	7,6	7,4	7,5	7,5	7,4	7,5	7,6	7,6
	Mín	6,9	7,5	7,2	7,4	7,5	7,3	7,5	7,5	7,6
	Máx	7,0	7,8	7,6	7,6	7,6	7,5	7,7	7,7	7,8
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
Temperatura (°C) -8:00 h	Méd	28	27	27,	27	27	27	26	26	24
	Mín	28	27	27	27	27	27	26	26	24
	Máx	28	27	27	28	27	27	26	26	25
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11
OD (8:00 h) (mg/L)	Méd	0,00	0,00	0,03	0,00	0,05	0,00	0,16	0,09	0,26
	Mín	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Máx	0,00	0,00	0,3	0,00	0,30	0,00	0,40	1,00	2,90
	N	5	8	9	11	11	11	11	11	11
Clorofila "a" (µg/L)	Méd	243	423	345	435	433	330	355	423	273
	Mín	187	369	236	292	289	270	224	315	228
	Máx	322	512	443	797	615	403	868	928	331
	N	5	8	10	11	11	11	11	11	11

* Dias de repouso

Tabela 4.4 – Estatística F para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos experimentos I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios da coluna líquida ($\alpha = 0,05$).

Parâmetro analítico	Valores de F e Fc			
	Exp. I		Exp. II	
	F	Fc	F	Fc
PT (mgP/L)	13,24	1,71	34,29	2,06
P-Orto (mgP/L)	12,17	1,71	12,40	2,06
S ⁼ (mgS/L)	13,31	1,71	13,91	2,06
SO ₄ ⁼ (mgS/L)	24,42	1,71	12,75	2,06
NH ₃ (mgN/L)	71,92	1,71	8,35	2,06
N-Org. (mgN/L)	7,08	1,73	7,52	2,06
Nitrato (mgN/L)	7,30	1,71	19,17	2,06
DBO ₅ (mg/L)	35,22	1,76	207,402	2,13
pH (8:00 h)	270,33	1,71	41,27	2,06
Temperatura (°C) - 8:00 h	31,31	1,74	283,21	2,06
OD (mg/L) - 8:00 h	5,75	1,74	0,75	2,06
Clorofila "a" (µg/L)	6,66	1,74	3,48	2,06

dados de todos os parâmetros analisados nos experimentos I e II, permitindo identificar os casos onde ocorreram diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as médias da coluna líquida.

Finalmente e somente para alguns parâmetros que, no estudo da distribuição temporal demonstraram variações sensíveis, a exemplo de sulfeto total e nitrogênio amoniacal, foi aplicada análise de regressão temporal (Spiegel, 1976) com vistas à estimativa de coeficientes de velocidade de variação. Correlações entre parâmetros distintos também foram estudadas.

4.3 – Apresentação e análise dos parâmetros analíticos determinados no reservatório RE-3 nos experimentos I e II.

Os diversos parâmetros analíticos determinados nos dois períodos dos experimentos são, a seguir apresentados e analisados individualmente, sendo no início estudados aqueles chamados de auxiliares (temperatura, DBO₅, pH, oxigênio dissolvido e clorofila “a”) os quais foram levantados com vistas à caracterização do ambiente da massa líquida no qual o comportamento de nutrientes foi investigado nas duas fases da pesquisa. Os dados referentes aos nutrientes serão descritos nos sub-ítem posteriores.

4.3.1 - Temperatura

Com base nos dados apresentados na Tabela 4.2 pode ser verificado, no experimento I, que a temperatura média da coluna líquida apresentou uma discreta tendência de crescimento entre 25 e 28 °C, mas com uma predominância de médias 26 e 27 °C. Essa tendência decorreu do fato do experimento ter sido levado a efeito num período típico de estiagem na região de Campina Grande, ocorrendo, normalmente, um recrudescimento do calor no ambiente entre setembro e março. Ainda com base na Tabela 4.2 (ver o intervalo min - max) pode ser observado que as variações da temperatura ao longo da coluna líquida não

foram significativas sendo predominantemente de 1 °C atingindo um máximo de 2 °C apenas uma única vez.

O período em que foi realizado o experimento II, de março a maio, é tipicamente chuvoso com uma tendência de diminuição da temperatura média do ar. Os dados de temperatura média da massa líquida, no experimento II (Tabela 4.3) mostraram uma tendência de diminuição entre 28 e 24 °C refletindo o resfriamento atmosférico típico do período. Ao longo da coluna líquida praticamente não houve variação de temperatura.

Convém, no entanto, lembrar que essas temperaturas foram determinadas às 8 h da manhã, por ocasião da coleta das amostras para as análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. No início da manhã, portanto, em que não é verificada estratificação térmica da coluna de água do reservatório, as condições da massa líquida ainda refletem muito as condições predominantes durante a noite.

Com o objetivo não de relacionar a influência da temperatura com o comportamento de nutrientes mas de informar sobre a ocorrência da estratificação da coluna d'água do reservatório dados de temperatura coletados às 15 h foram analisados permitindo verificar que no experimento I a temperatura média da coluna líquida variou entre 27 e 29,5 °C. As maiores temperaturas ocorreram nos níveis mais superiores, particularmente o nível 5 cm que atingiu um máximo de 34 °C, sendo a estratificação térmica limitada aos primeiros 100 cm da massa de água. Nesse horário, as diferenças de temperatura (max-min) observadas variaram entre 3 e 7 °C, tipicamente 6 °C, o que foi bastante diferente do horário no início da manhã mesmo considerando que em termos da média da coluna líquida a diferença de comportamento não tenha sido expressiva. No experimento II, a estratificação ocorreu menos frequentemente e somente até o nível 50 cm, embora, de modo esporádico tenham sido registradas temperaturas muito elevadas (até 36 °C) no nível 5 cm.

Para fins de análise do comportamento de nutrientes serão considerados os dados obtidos às 8 h da manhã, devendo ser sempre lembrado que os intervalos

médios observados (25 – 28 e 28 – 24 °C) nos experimentos I e II pertencem a uma mesma faixa (24 – 28 °C) características de ambientes aquáticos tropicais.

4.3.2 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Os dados de DBO₅ foram detalhadamente analisados por da Silva (1998), sendo neste trabalho relatados apenas com vistas à caracterização do ambiente aquático.

No período de repouso do experimento I a DBO₅ média da coluna líquida diminuiu de cerca de 25 mg/L (25 g/m³) para cerca de 10 mg/L (10 g/m³), enquanto que na correspondente fase do experimento II foi observado uma diminuição de 67 mg/L (67 g/m³) para um pouco mais de 30 mg/L (31,5 g/m³).

4.3.3 – pH

As Figuras 4.4 e 4.5 ilustram a distribuição espaço-temporal dos valores de pH, medidos nos diferentes níveis do reservatório, respectivamente nos experimentos I e II. Nos dois experimentos a fase de enchimento foi caracterizada pela grande uniformidade ao longo da coluna líquida sendo que no primeiro experimento todos os valores medidos, nessa fase, foram superiores a 7,5 enquanto que no experimento II ocorreu uma certa tendência de valores de pH mais baixos. No período de repouso do segundo experimento o reservatório também exibiu uniformidade de pH ao longo da coluna líquida enquanto que no experimento I houve um tanto de dispersão ocorrendo na 5^a amostragem, desse período uma amplitude de 0,9 (máximo observada).

A observação das Figuras 4.6 e 4.7 permite verificar que, em ambos os experimentos, houve uma tendência de elevação do pH médio da coluna líquida, particularmente na fase de repouso, no que pese a ocorrência de algumas médias mais baixas num determinado período do experimento I. Os valores médios de pH na fase final do repouso do experimento I se situaram entre 7,9 e 8,3. No experimento II todos os valores médios ficaram abaixo de 7,7.

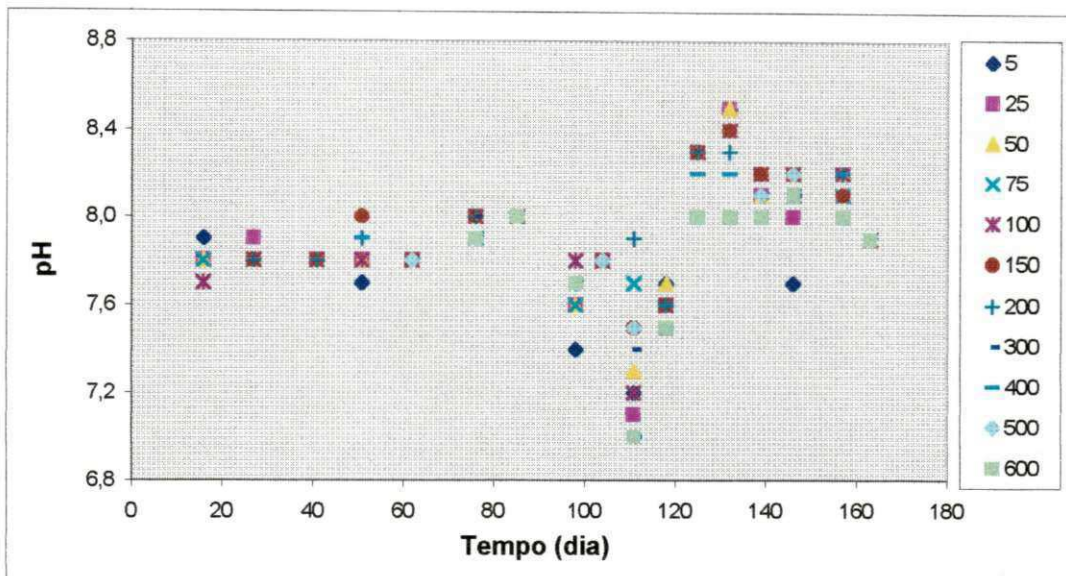


Figura 4.4 - Variação espaço-temporal dos valores de pH durante o experimento I, no reservatório RE-3.

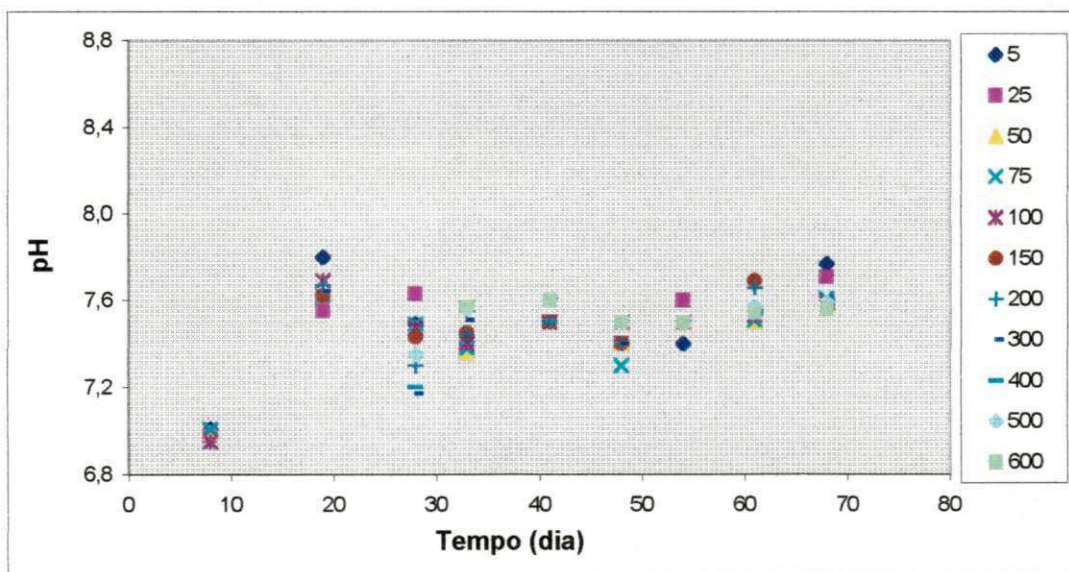


Figura 4.5- Variação espaço-temporal dos valores de pH durante o experimento II, no reservatório RE-3.

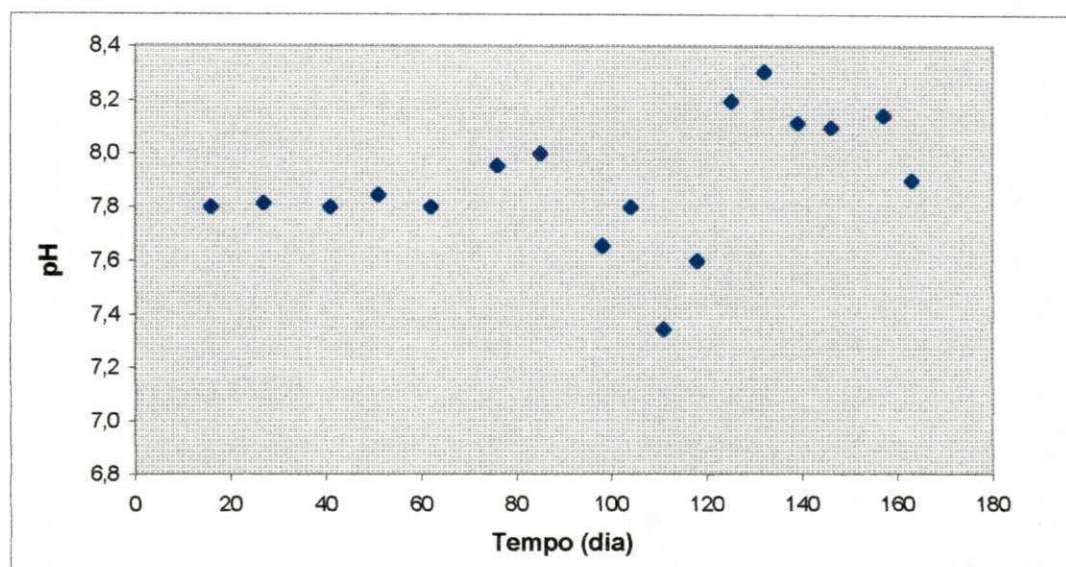


Figura 4.6 - Variação temporal dos valores médios de pH na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento I.

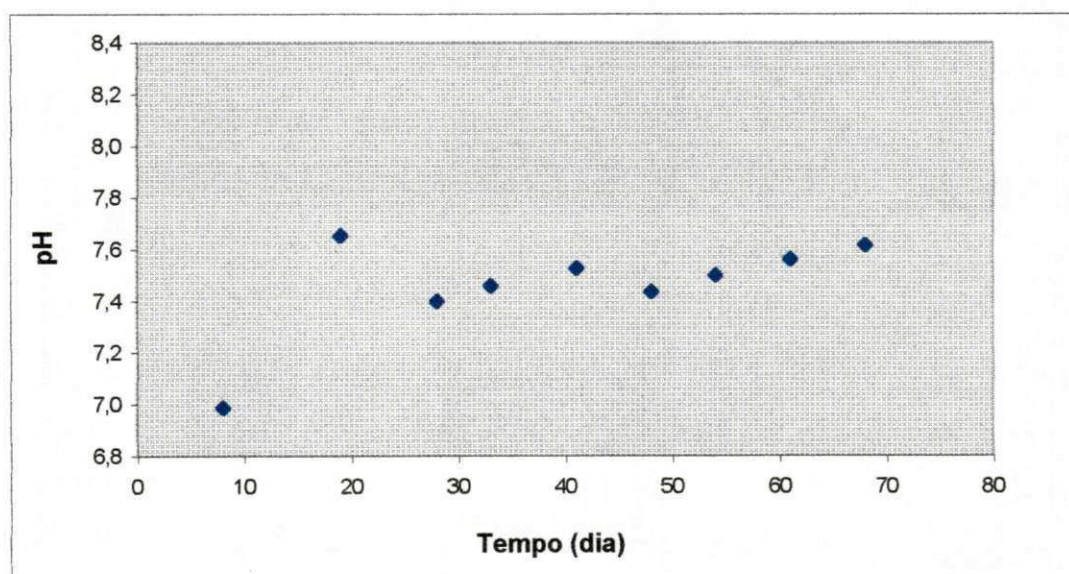


Figura 4.7 - Variação temporal dos valores médios de pH na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento II.

Os menores valores de pH medidos no experimento II foram decorrentes das maiores (quase três vezes) concentrações de matéria orgânica na massa de água do reservatório com relação ao experimento I. A degradação de maiores massas de matéria orgânica determinam a acumulação de maiores concentrações de gás carbônico assim como de ácidos voláteis os quais contribuem para a diminuição do pH. É importante, também, frisar que no experimento II a maior presença de matéria orgânica causou uma predominância de condições anaeróbias as quais tendem a determinar valores de pH mais próximos ao neutro.

4.3.4 – Oxigênio dissolvido

De fato, no experimento II, as condições de anaerobiose predominaram no reservatório ocorrendo concentrações nulas de oxigênio em 78 (89 %) das 88 medidas feitas ao longo da operação às 8 h da manhã. Nas medidas feitas às 15 h 62 (81 %) das 77 determinações foram de concentrações nulas. Nesse experimento, somente o nível 5 cm apresentou uma concentração superior a 0,5 mg/L (uma única vez no último dia de operação) às 8 h. Concentrações de supersaturação foram medidas às 15 h mas somente nos níveis 5 e 25 cm.

No experimento I, às 8 h em 16 amostragens realizadas concentrações nulas foram observadas em toda a coluna líquida em três ocasiões. Em 8 datas, concentrações de oxigênio foram encontradas mas somente nos níveis 5 e 25 cm. Em duas outras ocasiões no final do período de repouso oxigênio foi detectado até o nível 50 cm e somente em 3 datas foi observada penetração de oxigênio até camadas mais profundas (100 – 200 cm). Às 8 h 77 % das medidas feitas detectaram concentrações nulas. Às 15 h 63 % das 149 medidas feitas foram nulas, mas, nesse horário, deve ser levado em conta que a penetração de oxigênio foi maior especialmente no período de repouso chegando a atingir 1,4 mg/L no nível 300 cm em uma única ocasião.

Na análise da distribuição de oxigênio na massa líquida do reservatório RE-3 foi constatado que condições anaeróbias predominaram na maior parte dessa

massa líquida mesmo considerando as melhores condições de operação, do experimento I, caracterizadas por menor carga orgânica, e considerando também o horário mais favorável de 15 h. No experimento II o reservatório foi marcadamente anaeróbio, embora tenha havido o desenvolvimento de uma biomassa do fitoplâncton maior que certamente contribuiu com oxigênio fotossintético mas as demandas, especialmente para respiração aeróbia do plâncton, determinaram seu esgotamento na maioria das camadas de água do reservatório.

4.3.5 – Clorofila “a”

Clorofila “a” foi detectada em todos os níveis amostrados no reservatório tendo sido também observada uma certa uniformidade de concentrações nos níveis abaixo de 25 cm. As Figuras 4.8 e 4.9, mostram a distribuição espaço-temporal das concentrações de clorofila “a” e as Figuras 4.10 e 4.11 a distribuição das médias da coluna líquida nos experimentos I e II, respectivamente. A concentração média de 250 mg/L parece representar um limite de concentração de biomassa dos dois experimentos sendo que no experimento I, com menores cargas orgânicas, a biomassa em termos de clorofila “a” se situou abaixo dele e no experimento II, com maiores cargas orgânicas, as concentrações médias da biomassa foram superiores.

Portanto, dentro dos limites das condições operacionais investigadas, a biomassa do fitoplâncton, medida como clorofila “a”, foi diretamente dependente da carga orgânica.

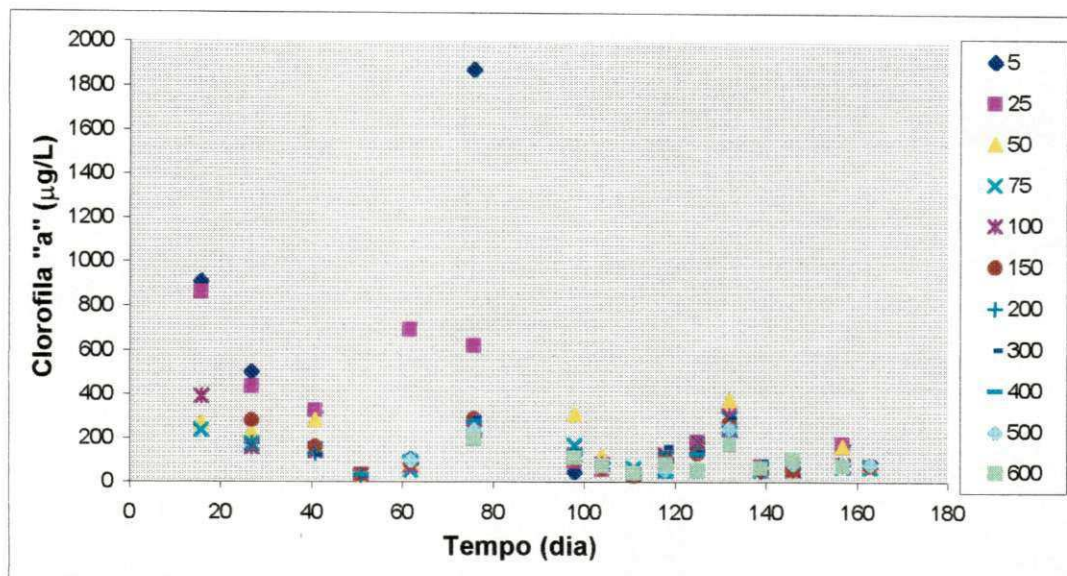


Figura 4.8 - Variação espaço - temporal das concentrações de clorofila "a" durante o experimento I, no reservatório RE-3.

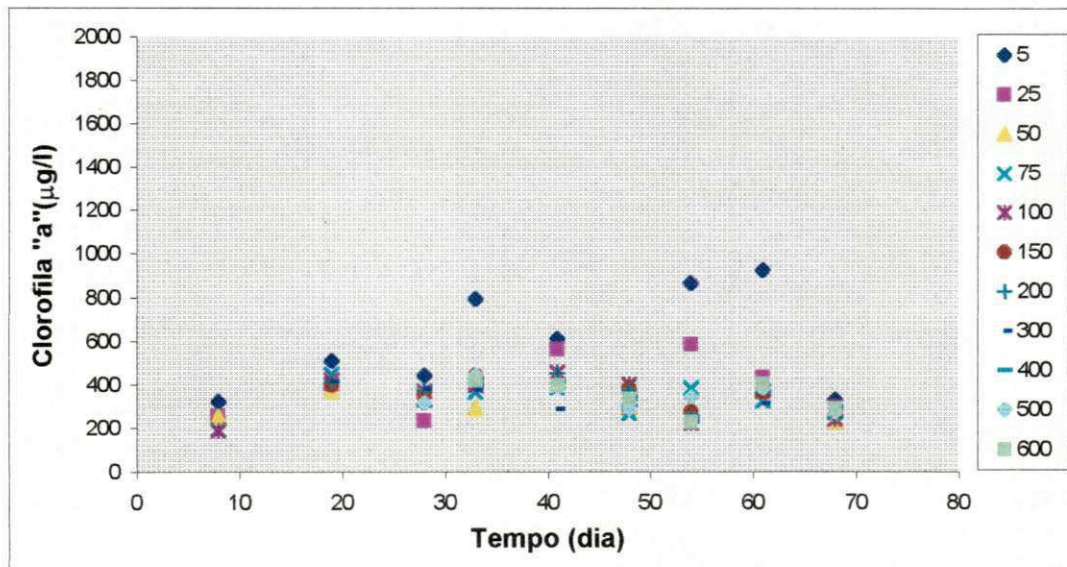


Figura 4.9 - Variação espaço temporal das concentrações de clorofila "a" durante o experimento II, no reservatório RE-3.

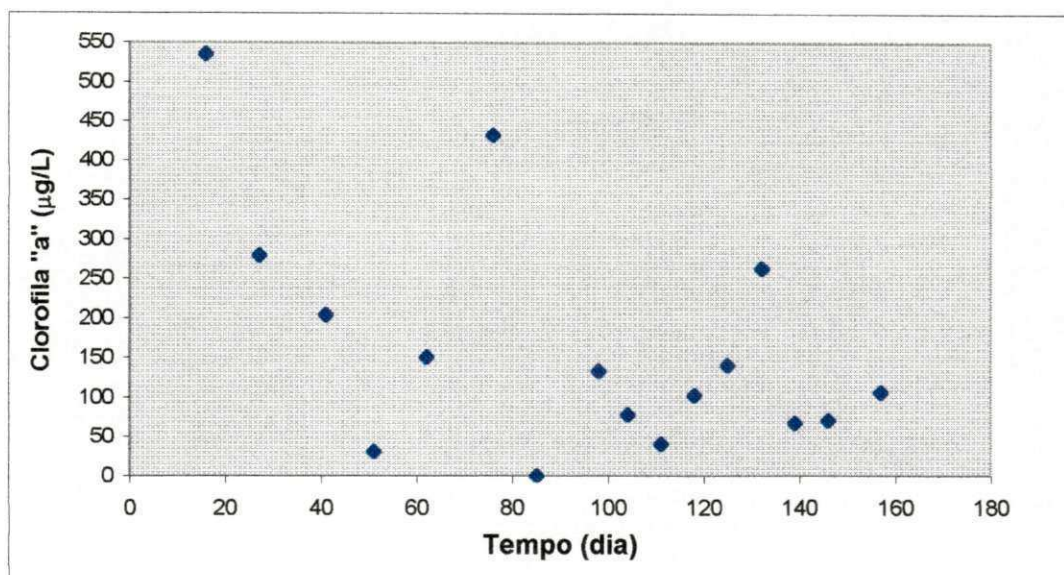


Figura 4.10 - Variação temporal das concentrações médias de clorofila "a" na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento I.

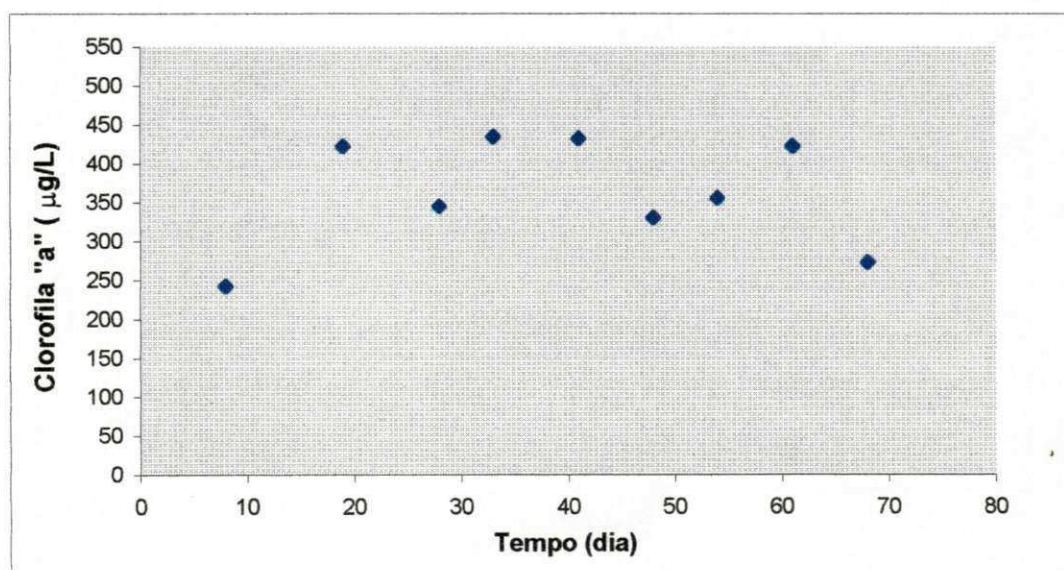


Figura 4.11 - Variação temporal das concentrações médias de clorofila "a" na coluna líquida do reservatório RE-3, durante o experimento II.

4.3.6 – Ortofosfato solúvel

Conforme ilustrado na Figura 4.12 as concentrações de ortofosfato solúvel no reservatório no experimento I predominaram no intervalo 2,9 - 5,0 mgP/L, ocorrendo em duas ocasiões distintas (07/11/94 e 03/01/95) concentrações menores que 2 mgP/L nos níveis 5, 25, e 50 cm. Particularmente no período de repouso houve uma tendência de ocorrerem concentrações mais elevadas nos níveis mais próximos da camada de sedimento. Essa tendência também foi observada no experimento II no qual as concentrações variaram entre 2,8 e 5,0 mgP/L conforme ilustrado na Figura 4.13. Isso foi devido às condições mais pronunciadamente anaeróbias da porção inferior da massa líquida do reservatório caracterizadas permanentemente por concentrações nulas de oxigênio dissolvido e por valores de pH situados numa faixa favorável à solubilização de ortofosfato. Também, a intensa atividade degradadora no sedimento com mineralização de fósforo orgânico para ortofosfato o qual se difunde para a massa líquida contribui para a elevação das concentrações nas camadas mais profundas.

Ortofosfato solúvel apresentou ao longo de todo o experimento I tendência de aumento de concentração média da coluna líquida entre 2,6 e 4,6 mgP/L enquanto que no experimento II a tendência foi de diminuição entre 4,3 e 3,5 mgP/L. As Figuras 4.14 e 4.15 ilustram a distribuição das concentrações médias de ortofosfato nos respectivos períodos de repouso dos dois experimentos tendo sido definidas também curvas de tendência e equações de regressão linear para descrições das variações temporais das concentrações médias. Os coeficientes de determinação (R^2) de 0,45 e 0,27 indicam que respectivamente 45 e 27 % da variação da concentração média de ortofosfato solúvel nos experimentos I e II são explicadas pelo tempo.

O comportamento do ortofosfato no experimento I foi decorrente da predominância de fenômenos como a conversão de polifosfato para ortofosfato e, principalmente, da atividade mineralizadora de fósforo orgânico num ambiente que embora tenda à anaerobiose é relativamente pobre de material orgânico.

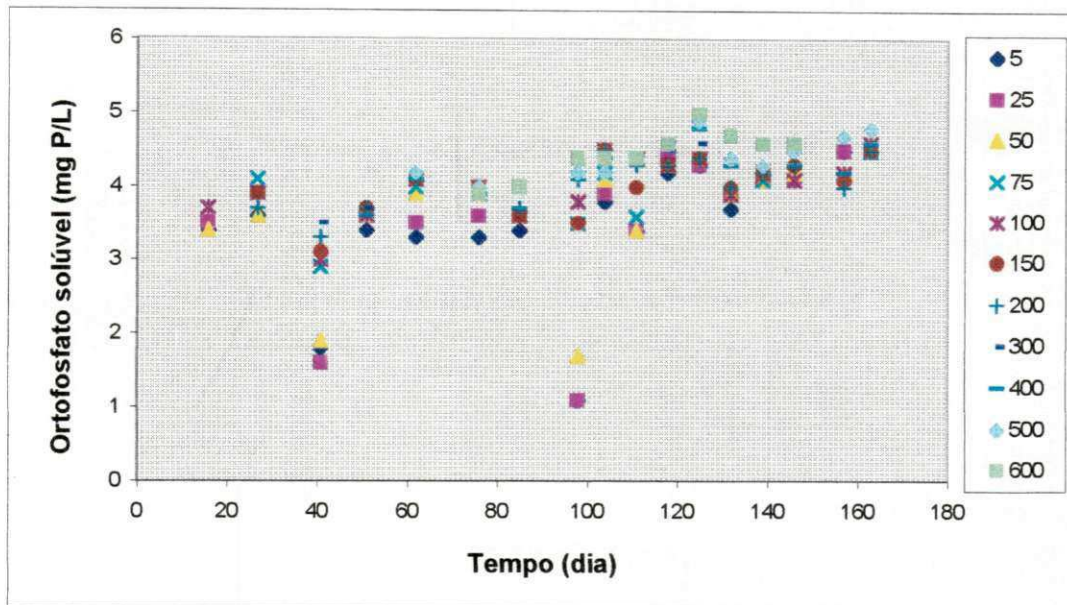


Figura 4.12 - Variação espaço-temporal das concentrações de ortofosfato solúvel durante o experimento I, no reservatório RE-3.

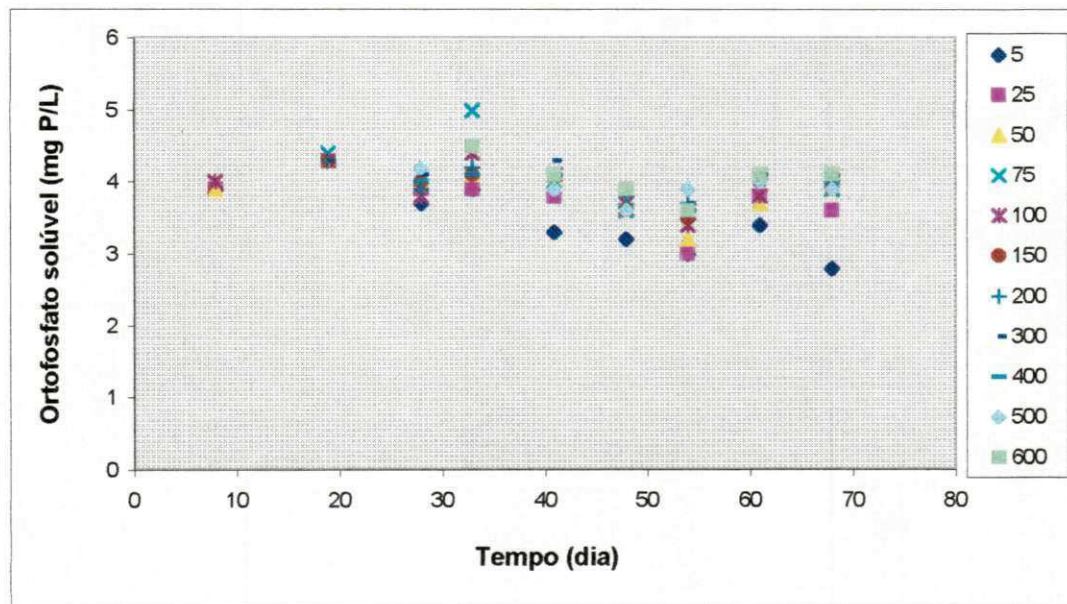


Figura 4.13 - Variação espaço-temporal das concentrações de ortofosfato solúvel durante o experimento II, no reservatório RE-3.

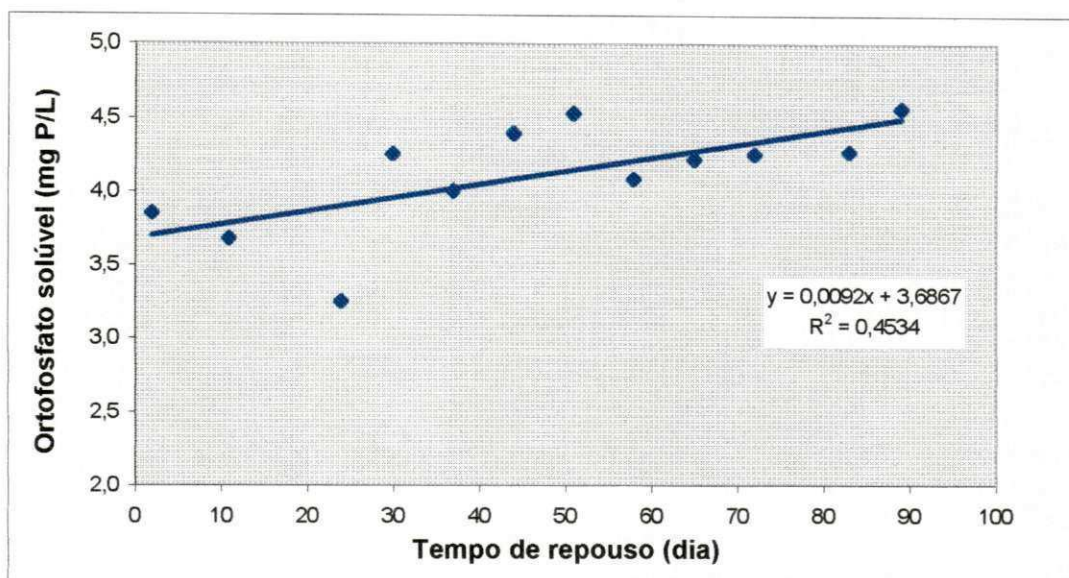


Figura 4.14 - Variação temporal das concentrações médias de ortofosfato solúvel na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.

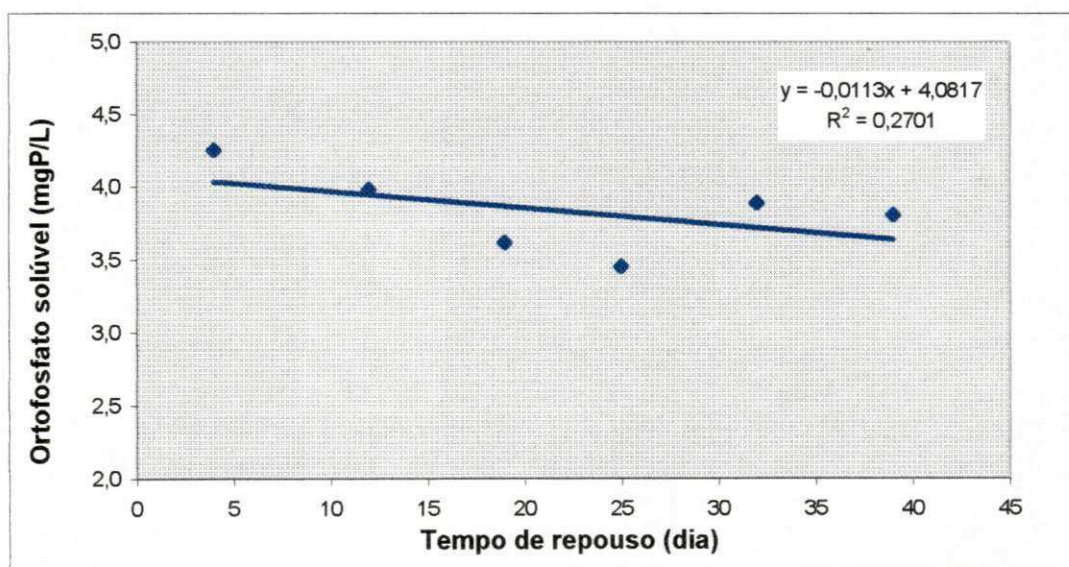


Figura 4.15 - Variação temporal das concentrações médias de ortofosfato solúvel na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.

A reconversão de ortofosfato em fósforo orgânico parece ter perdido força durante o relativamente longo período de repouso (89 dias) do experimento I, sendo isso indicado pela tendência de diminuição observada na já menor biomassa de fitoplâncton (Tabela 4.2 e Figura 4.10). No experimento II, a diminuição de ortofosfato observada no relativamente curto período de repouso (39 dias) da massa de água mais rica de matéria orgânica pode ser atribuída à uma ligeira predominância do mecanismo de absorção de fósforo mineral por organismos vivos particularmente o fitoplâncton cuja a biomassa relativamente mais alta foi mantida estável até o fim do período de repouso.

No primeiro experimento ANOVA reconheceu a existência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as concentrações médias da coluna líquida ao longo do tempo mas essas diferenças não ocorreram entre períodos definidos, formando blocos, como, por exemplo, concentrações médias do período de enchimento e do período de repouso, mas entre certos pares de médias. Como ilustração a média do dia 07/11/94 foi significativamente diferente da maioria das médias observadas ao longo de todo o período de operação (Figura 4.20-b). No experimento II, a análise demonstrou terem ocorrido mais diferenças significativas especialmente quando se comparam as médias das quatro últimas datas com as das cinco primeiras (vide Figura 4.20-d).

4.3.7 – Fósforo total

Nos dois experimentos e particularmente na fase de repouso houve tendência das concentrações de fósforo total variarem muito pouco ao longo da coluna líquida (vide Figuras 4.16 e 4.17). Em termos de concentrações médias especialmente ao longo do período de repouso (Figuras 4.18 e 4.19) no qual podem ser admitidas condições estacionárias de funcionamento do reservatório o fósforo total apresentou uma leve tendência de aumento o que nas condições de operação dos experimentos I e II representariam elevações de apenas 1 e 15 $\mu\text{gP/L}$ num intervalo de 30 dias. Não é possível, no entanto, estabelecer ou mesmo

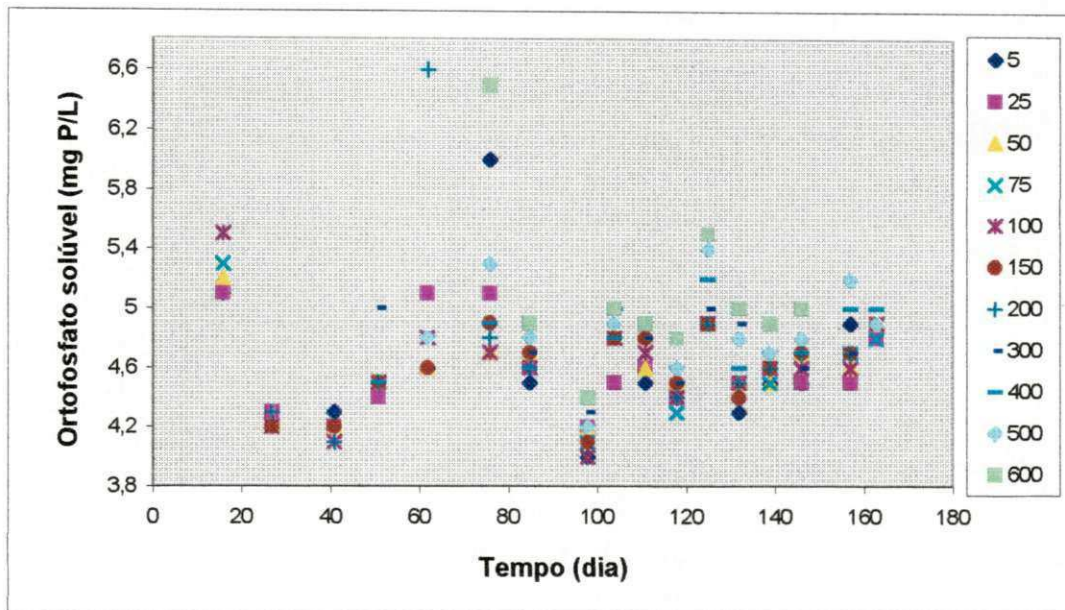


Figura 4.16 - Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total durante o experimento I, no reservatório RE-3.

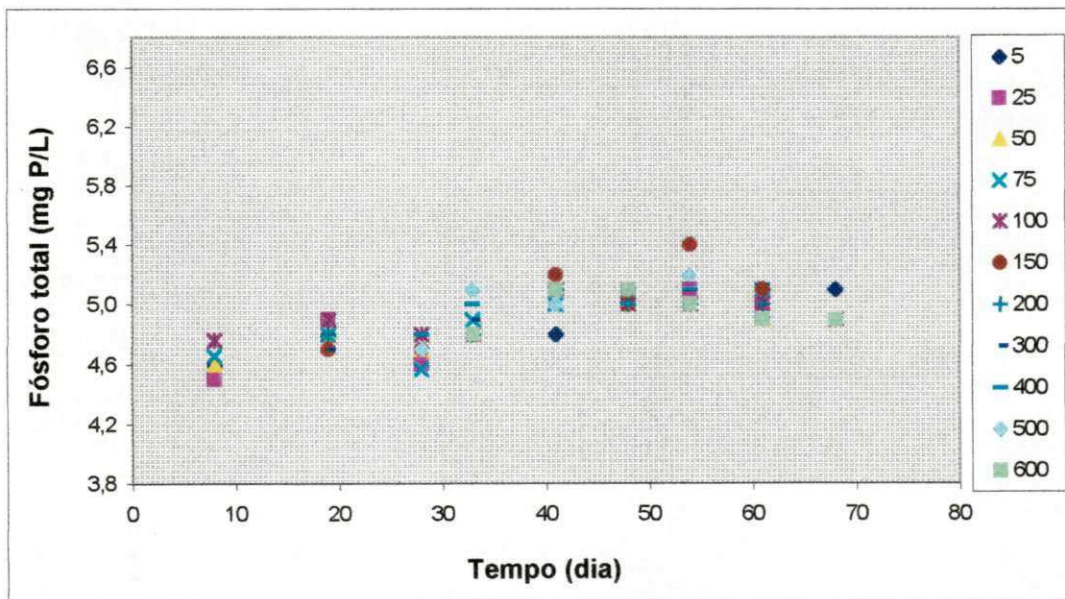


Figura 4.17- Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total durante o experimento II, no reservatório RE-3.

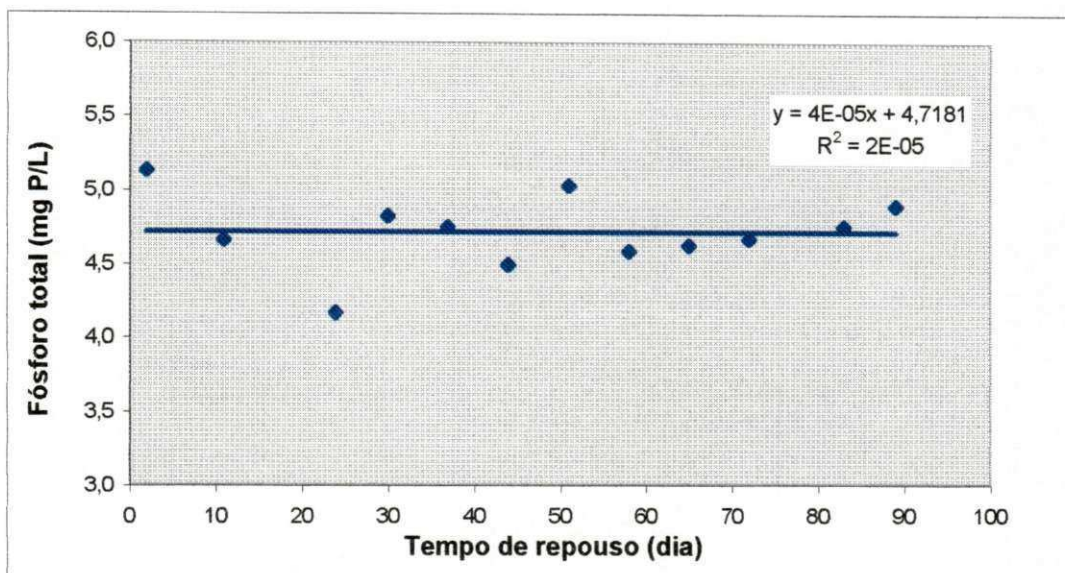


Figura 4.18 - Variação temporal das concentrações médias de fósforo total na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.

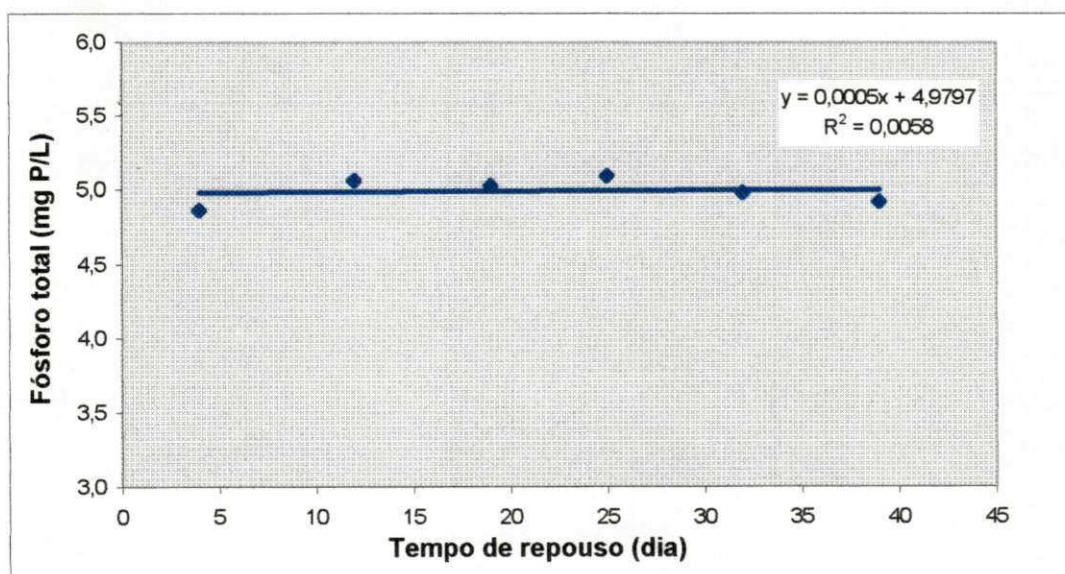
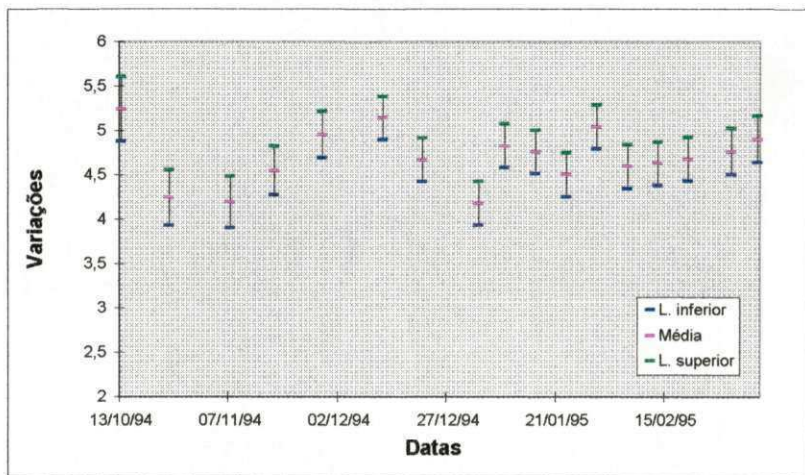
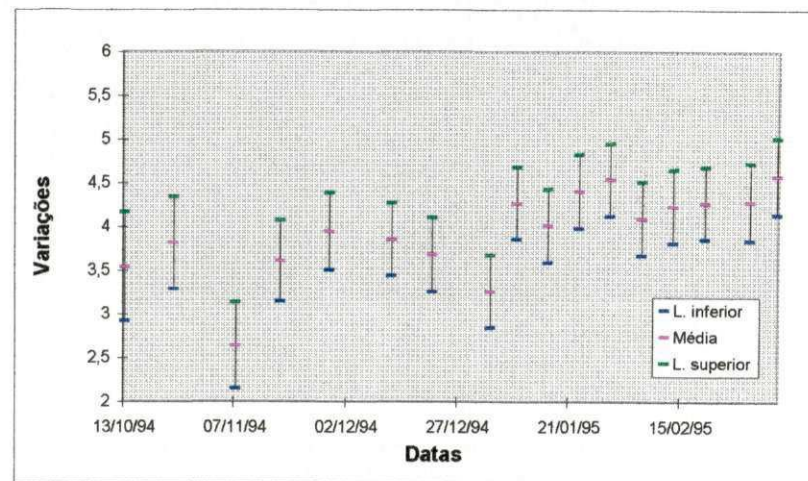


Figura 4.19 - Variação temporal das concentrações médias de fósforo total na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.

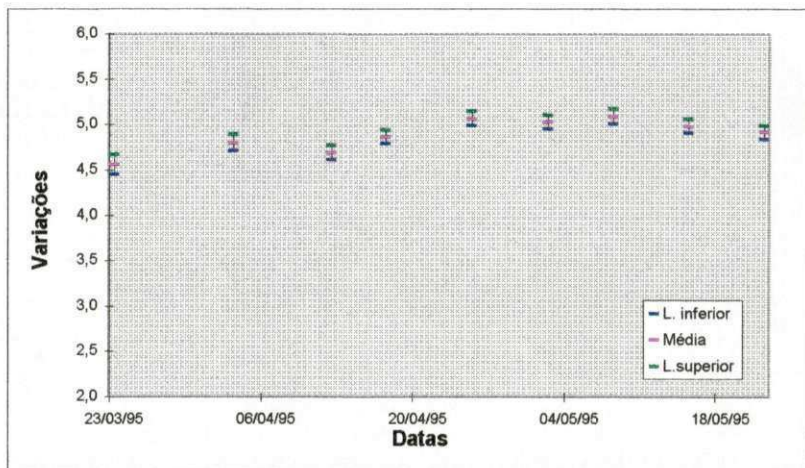
Fósforo total - Experimento I (a)



Ortofosfato solúvel - Experimento I (b)



Fósforo total - Experimento II (c)



Ortofosfato solúvel - Experimento II (d)

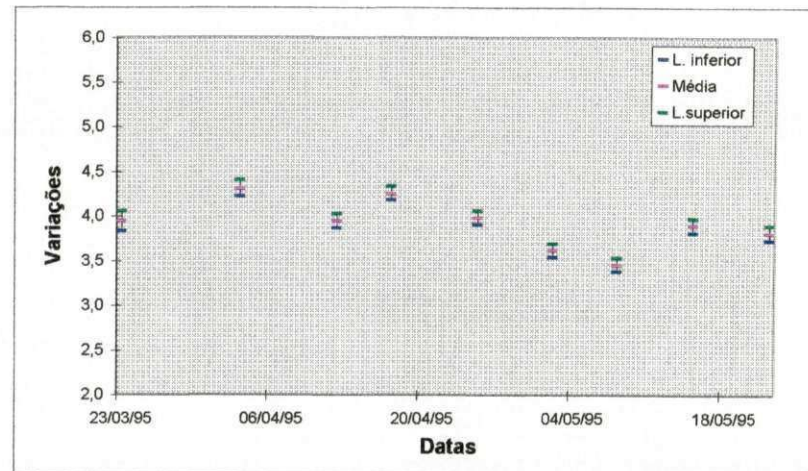


Figura 4.20 - Médias e limites de confiança de 95 % (Método GT-2) de fósforo total (a e c) e ortofosfato solúvel (b e d) na coluna líquida do RE-3 nos experimentos I e II.

admitir que essa tendência permaneceria inalterada ao longo de um período excessivamente grande a não ser que fossem consideradas causas como a concentração de sais devido a fatores externos como a evaporação da massa de água.

ANOVA aplicada aos dados de fósforo total dos experimentos I e II (Figura 4.20-a e c) também não demonstrou a ocorrência de diferenças significativas entre médias de modo a caracterizar períodos bem definidos ao longo da operação embora tenha sido capaz de demonstrar diferenças entre pares de médias. No experimento II, ocorreu uma certa tendência de formação de dois grupos de médias distintos.

Análise de regressão linear ($Y=A+BX$) foi aplicada aos pares ($X = P\text{-orto}$, $Y= P\text{-tot}$) nos dois diferentes experimentos sendo os seus elementos demonstrados a seguir:

Experimento I	Experimento II
N = 17	N = 9
A = 3,54	A = 6,13
B = 0,2	B = 0,32
R = 0,466	R = - 0,32
Rc = 0,411 para $\alpha = 0,05$	Rc = 0,484 para $\alpha = 0,05$

Essa análise demonstrou que no experimento I a concentração média de fósforo total foi diretamente relacionada à média de ortofosfato. As principais parcelas do fósforo total são o fósforo orgânico e ortofosfato os quais são as formas que mais rapidamente se movem no ciclo desse elemento em ambientes aquáticos. Levando em conta os mais baixos níveis de matéria orgânica morta e associado ao plâncton o qual (plâncton) tendeu a diminuir com o tempo e considerando que as análises anteriores já indicaram uma tendência à mineralização do fósforo inclusive no sedimento parece lógica a relação de dependência direta do fósforo total com relação ao ortofosfato, ou seja aumento do

primeiro associado ao aumento deste último. No experimento II essa tendência à mineralização não foi caracterizada o que possivelmente explica a correlação inversa entre as duas formas de fósforo. De fato, a análise de significância ao nível $\alpha = 0,05 \%$ demonstrou que estatisticamente $R = 0$ o que significa que a correlação não existe.

4.3.8 – Nitrogênio amoniacal

No experimento I (Figura 4.21) as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram um aumento considerável (até 30 mgN/L) em torno do final do período de enchimento sendo que na fase de repouso houve uma tendência de diminuição para concentrações inferiores a 10 mgN/L. No final desse período ocorreu tendência de uniformização das concentrações ao longo da coluna líquida. No estudo da distribuição espaço-temporal de nitrogênio amoniacal no experimento II (Figura 4.22) as concentrações se mantiveram numa faixa entre 13 e 28 mgN/L mas não apresentaram uma tendência definida.

Quando são consideradas as médias da coluna líquida o comportamento do nitrogênio amoniacal no experimento I pode ser descrito como um fenômeno de decaimento exponencial. As Figuras 4.23 e 4.24 ilustram a diminuição das concentrações médias de amônia na totalidade do período de operação e somente durante o período de repouso, respectivamente. Nos dois casos, os coeficientes constantes de velocidade de remoção de nitrogênio amoniacal foram muito próximos ($0,014$ e $0,013 \text{ d}^{-1}$). Embora, a análise do fenômeno ao longo do período total de operação tenha fornecido coeficiente de determinação R^2 ($0,58$) maior que aquele do período de repouso ($0,32$) indicando que no primeiro caso um maior percentual da variância de amônia pode ser explicado pelo tempo, isso não anula nem diminui a representatividade da análise feita com base somente no período de repouso. De fato, a existência, nesse período, de condições estacionárias (o reator não estava recebendo ou cedendo contribuição mas somente acumulando líquido) é uma forte recomendação aos resultados da análise, bem como às estimativas

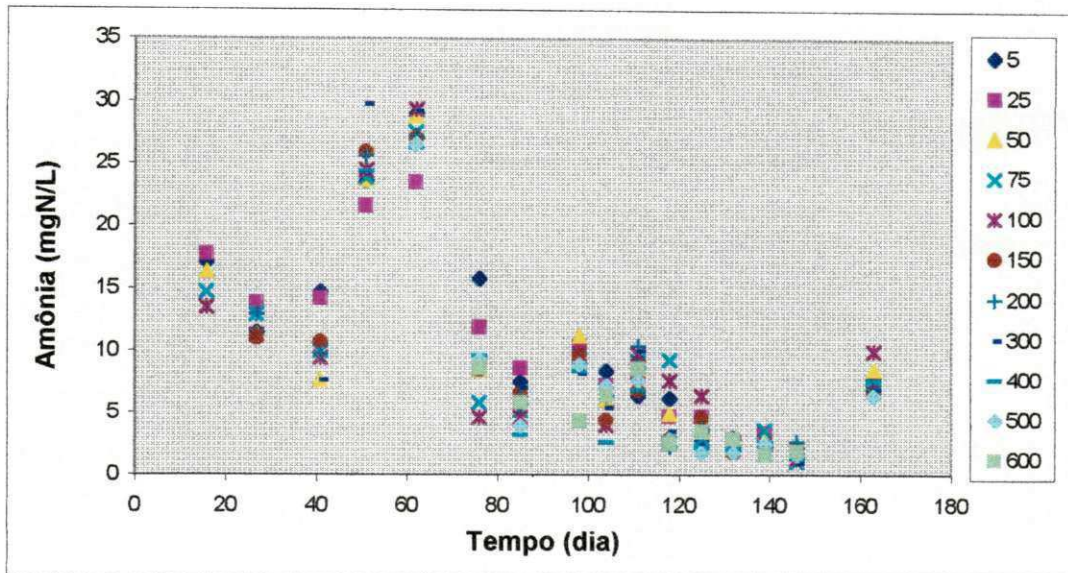


Figura 4.21 - Variação espaço - temporal das concentrações de amônia durante o experimento I, no reservatório RE-3.

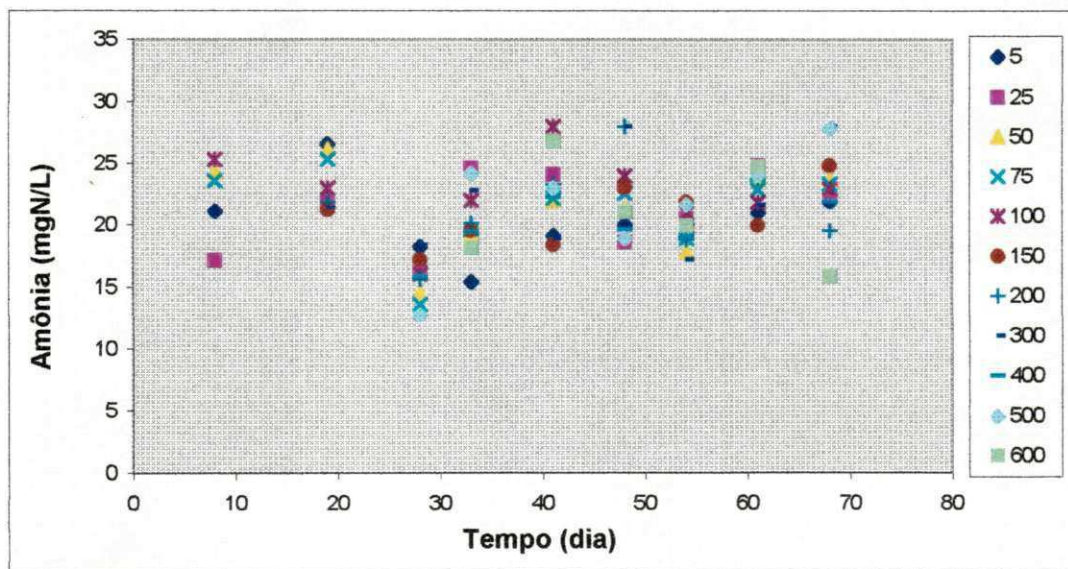


Figura 4.22 - Variação espaço - temporal das concentrações de amônia durante o experimento II, no reservatório RE-3.

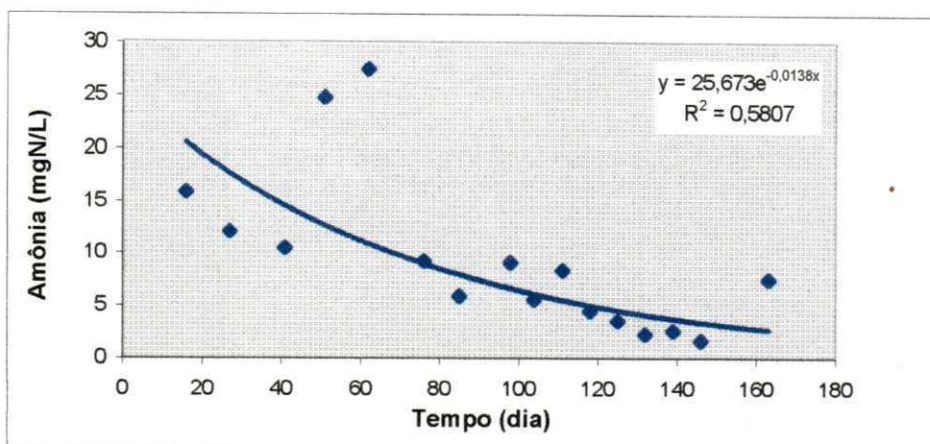


Figura 4.23 –Variação temporal das concentrações médias de amônia na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o experimento I.

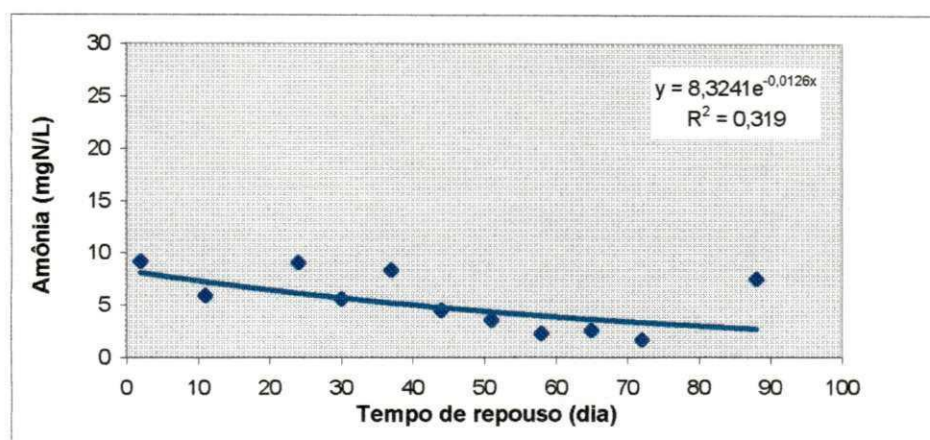


Figura 4.24- Variação temporal das concentrações médias de amônia na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.

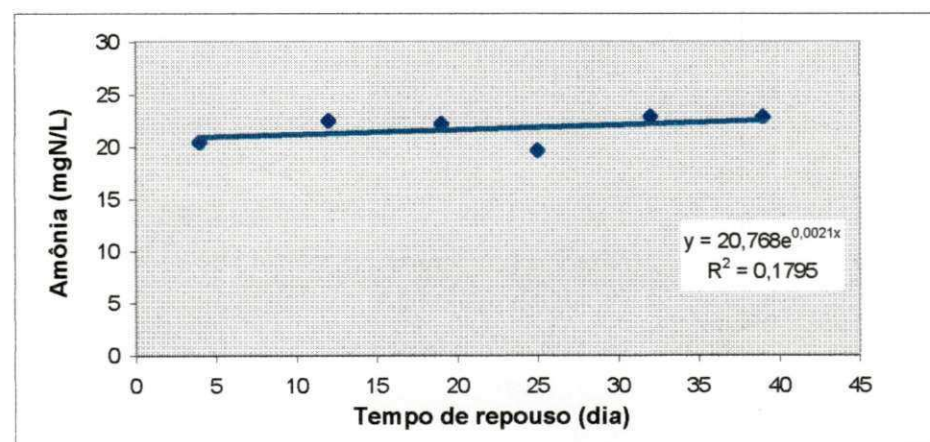


Figura 4.25 - Variação temporal das concentrações médias de amônia na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.

(p. ex. tempos p/ atingir determinados níveis de concentração) que deles advierem. No experimento II, (Figura 4.25) a análise das médias da coluna líquida no período de repouso indicou uma tendência exponencial levemente crescente de amônia podendo ser estimado que num período de cerca de 30 dias de repouso a concentração média da massa líquida experimente um aumento de 6,5 %.

Em contraste com o experimento II, a menor concentração de matéria orgânica no experimento I determinou a existência de condições ambientais da massa líquida, como relativamente mais elevados valores de pH que favoreceram uma maior volatilização de amônia, uma menor biomassa de algas que não teve capacidade de promover uma mais rápida reciclagem desse nitrogênio amoniacal, dando como resultado uma diminuição líquida no decorrer do tempo.

4.3.9 - Nitrogênio orgânico

Nos dois períodos experimentais (Figuras 4.26 e 4.27) as concentrações de nitrogênio orgânico nos diferentes níveis do reservatório variaram dentro de uma mesma faixa (0,2 - 7,7 mgN/L). Também nos dois experimentos ocorreu uma maior frequência de concentrações mais elevadas nos níveis superiores (5, 25 e 50 cm) possivelmente associadas à presença de fitoplâncton (ver Figuras 4.8 e 4.9) e mesmo microcrustáceos os quais tornaram-se visíveis na massa líquida especialmente no período de repouso.

Em termos de concentrações médias foi observada a faixa 0,9 - 3,6 mgN/L válida para ambos os períodos experimentais. As Figuras 4.28 e 4.29 ilustram a distribuição das médias da coluna líquida no período de repouso respectivamente nos experimentos I e II. No período de repouso mais longo do experimento I os mecanismos de mineralização do nitrogênio orgânico definiram uma tendência declinante de sua concentração média a partir das proximidades do 40^o dia do período de descanso. No experimento II, envolvendo períodos mais curtos a tendência do nitrogênio orgânico foi de crescimento em face, possivelmente, do pouco grau de maturação (mineralização) do processo até o final do período de

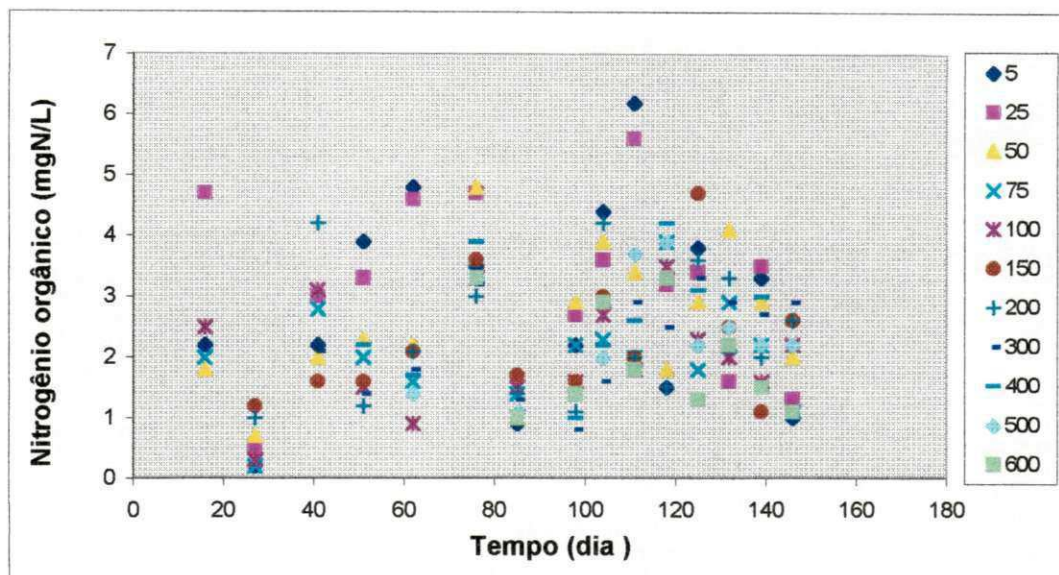


Figura 4.26 – Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio orgânico durante o experimento I, no reservatório RE-3.

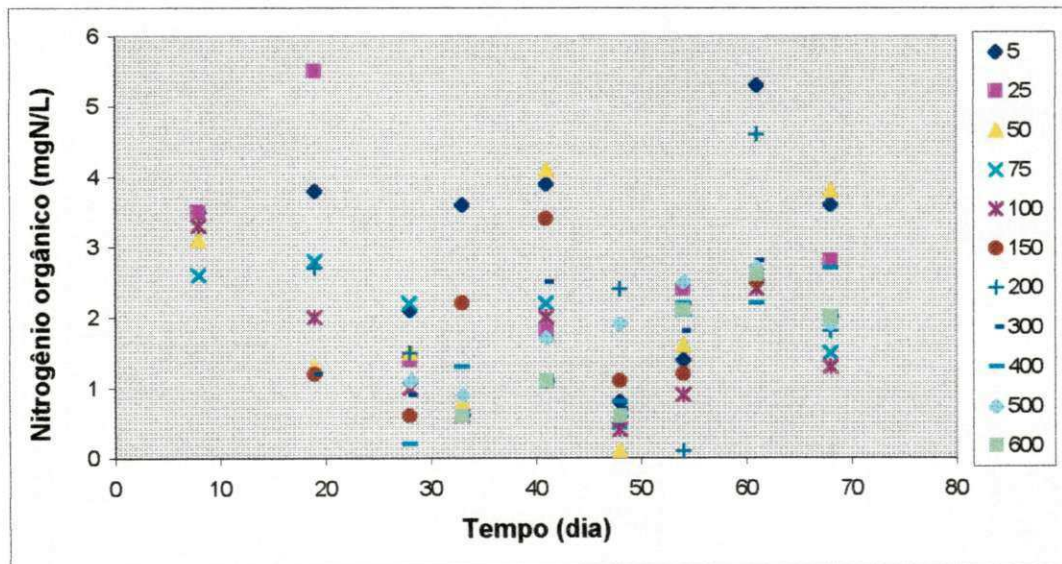


Figura 4.27 - Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio orgânico durante o experimento II, no reservatório RE-3.

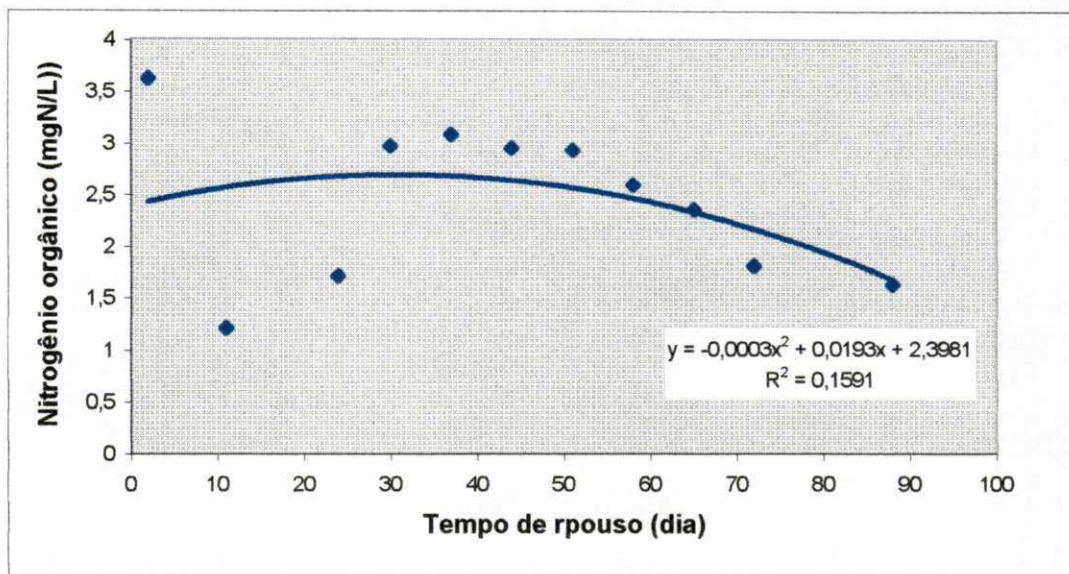


Figura 4.28 – Variação temporal das concentrações médias de nitrogênio orgânico na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.

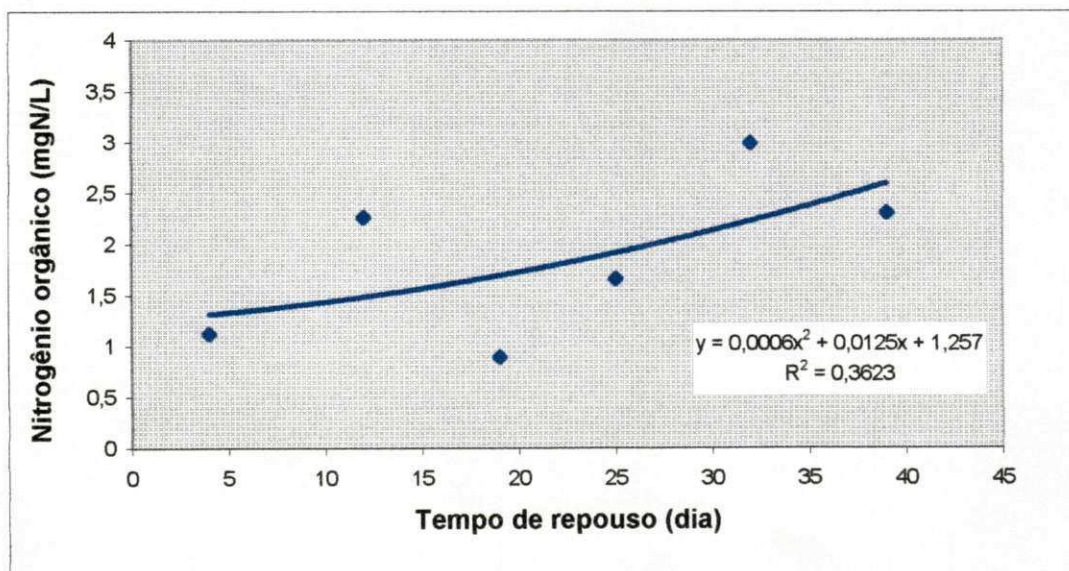
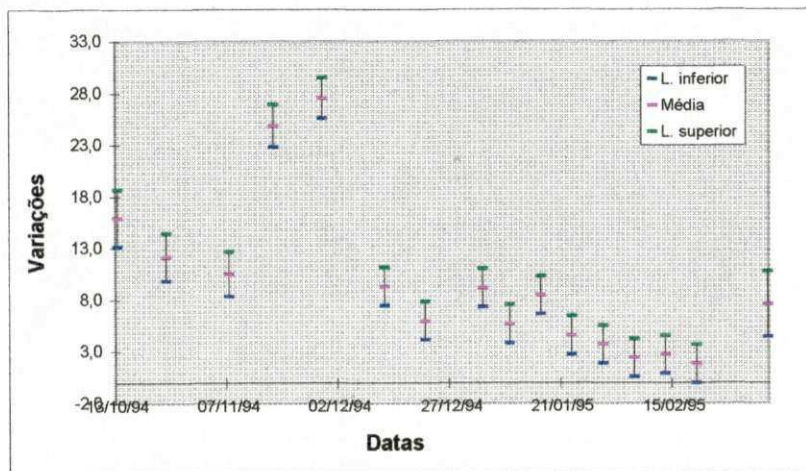
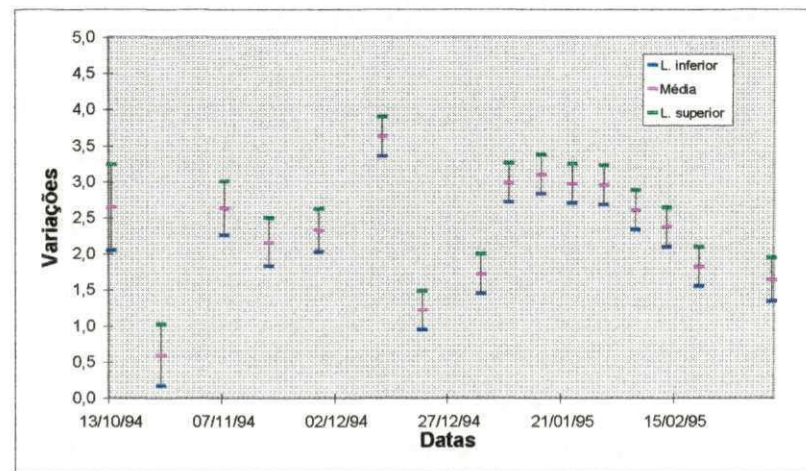


Figura 4.29 - Variação temporal das concentrações médias de nitrogênio orgânico na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.

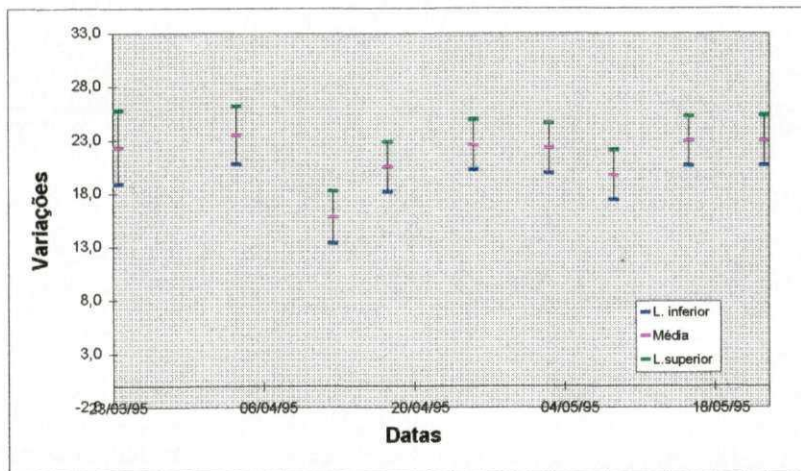
Amônia - Experimento I (a)



Nitrogênio orgânico - Experimento I (b)



Amônia - Experimento II (c)



Nitrogênio orgânico - Experimento II (d)

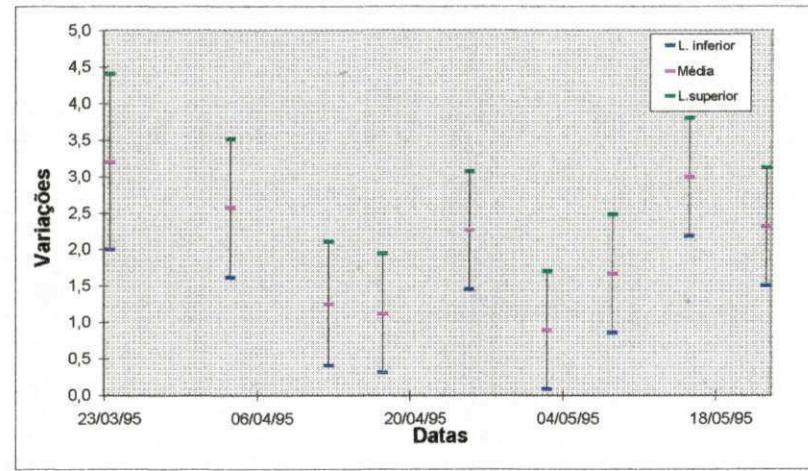


Figura 4.30 - Médias e limites de confiança de 95% (Método GT-2) de amônia (a e c) e nitrogênio orgânico (b e d) na coluna líquida do RE-3 nos experimentos I e II.

repouso. Isso, não significa dizer que esta tendência seja mantida na eventualidade do prolongamento do período de operação.

Conforme mostrado na Figura 4.30 a análise de variância aplicada aos dados de amônia (a e c) e nitrogênio orgânico (b e d) foi capaz de demonstrar a existência de diferenças significativas entre as médias da coluna líquida. Essas diferenças foram mais freqüentes no experimento I o qual envolveu tempos maiores (operação e repouso) ao longo dos quais pode ser observada uma gradativa diminuição de amônia e nitrogênio orgânico, contrastando com o observado no experimento II que não apresentou o estabelecimento claro de tendências.

4.3.10 – Nitrogênio nítrico

Dentro de uma faixa de concentrações bastante restrita (0,08 – 0,61 mgN/L, no experimento I e 0,00 – 0,50 mgN/L, no experimento II) ocorreu uma grande variação espaço-temporal de nitrogênio nítrico em ambos os experimentos. No experimento I (Figura 4.31) houve tendência dos níveis inferiores (p. ex. 500 e 600 cm) apresentarem menores concentrações contrastando com níveis mais superiores (p. ex. 25 cm) que apresentaram maiores valores particularmente no período de repouso. Essa tendência não foi confirmada no experimento II (Figura 4.32). Foi evidenciado que as condições de operação do primeiro experimento ensejaram um maior grau de mineralização o qual tendeu a aumentar ao longo do tempo de operação do reservatório. De fato é observável (Figura 4.31) uma tendência de aumento das concentrações de nitrato no final do período de repouso indicando que as condições ambientais da massa líquida (aerobiose, baixo nível de matéria orgânica) se tornaram mais favorável à manutenção das concentrações de nitrato e à nitrificação, apesar da falta de substrato sólido para fixação das bactérias nitrificantes.

Em termos das concentrações médias da coluna líquida (Figura 4.33 e 4.34) nitrato variou entre 0,2 e 0,4 mgN/L, no experimento I e entre 0,11 e 0,63 mgN/L,

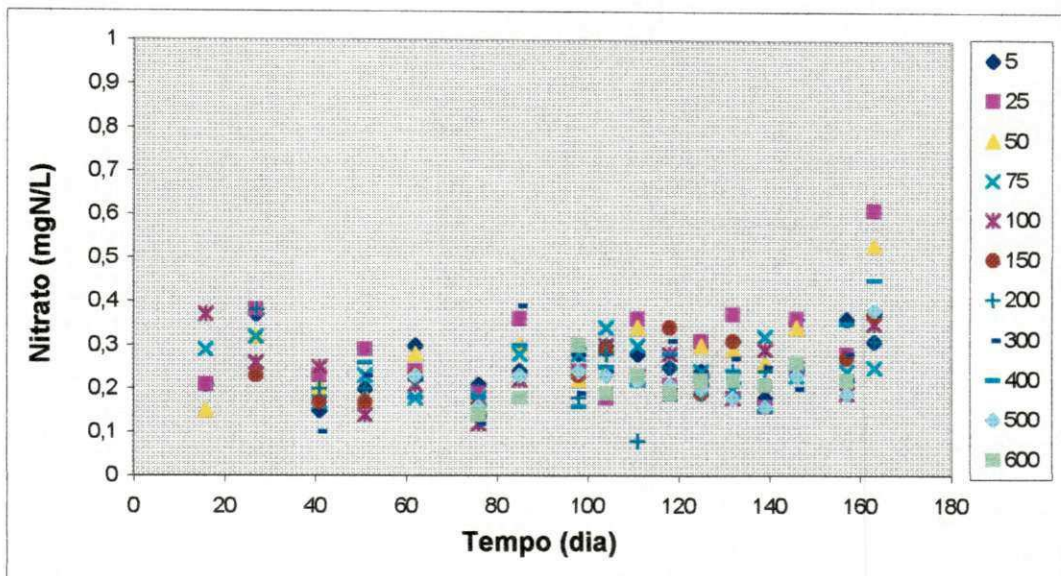


Figura 4.31 - Variação espaço - temporal das concentrações de nitrato durante o experimento I, no reservatório RE-3.

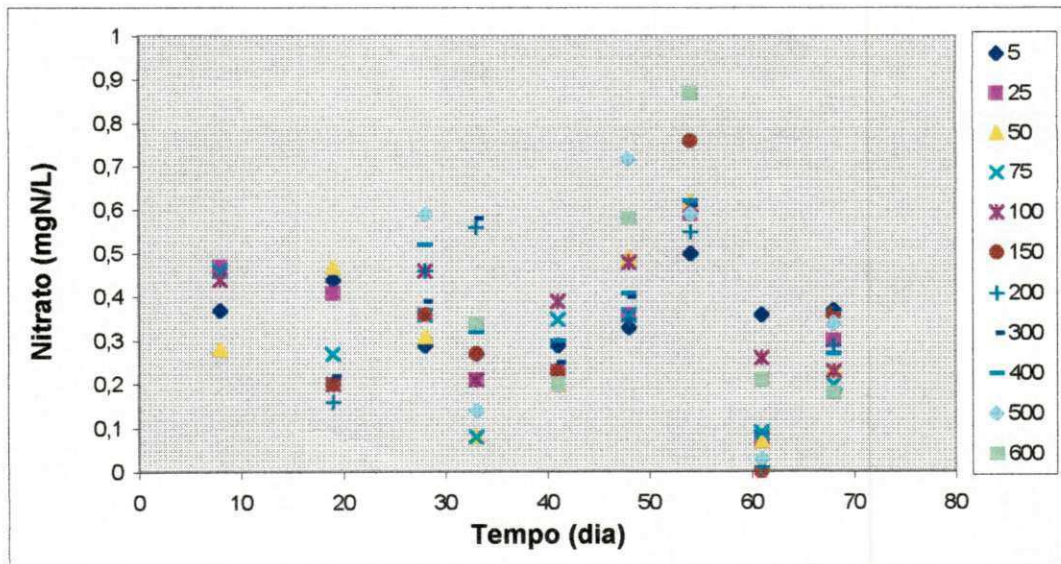


Figura 4.32 - Variação espaço - temporal das concentrações de nitrato durante o experimento II, no reservatório RE-3.

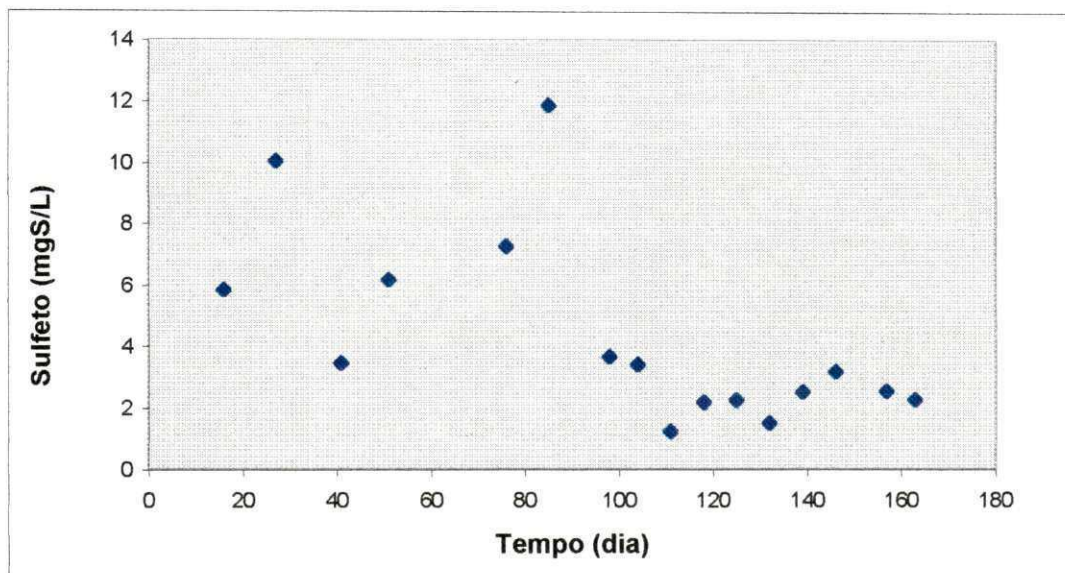


Figura 4.39 – Variação temporal das concentrações médias de sulfeto na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o experimento I.

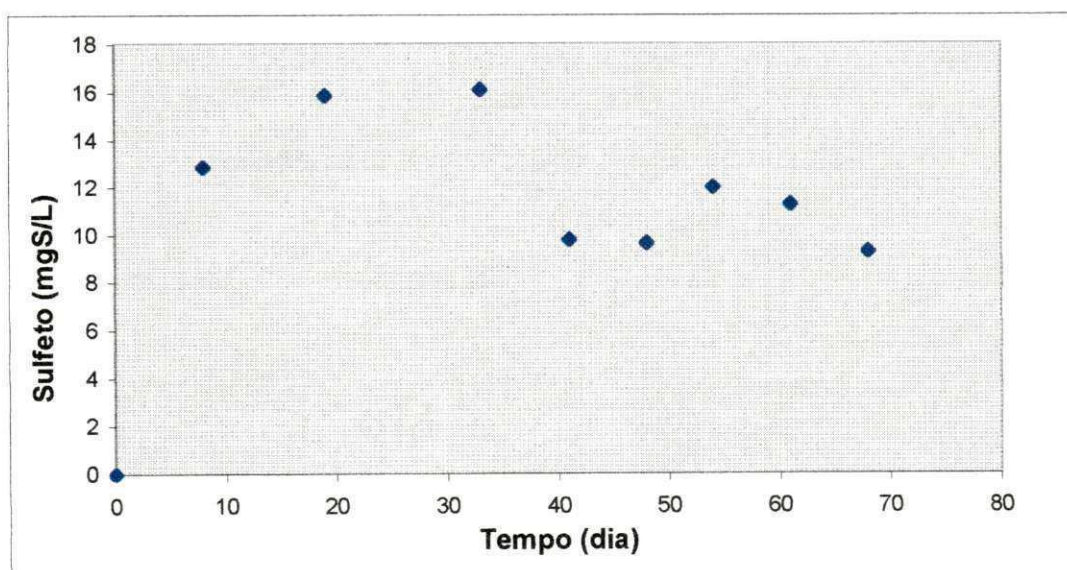


Figura 4.40 - Variação temporal das concentrações médias de sulfeto na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o experimento II.

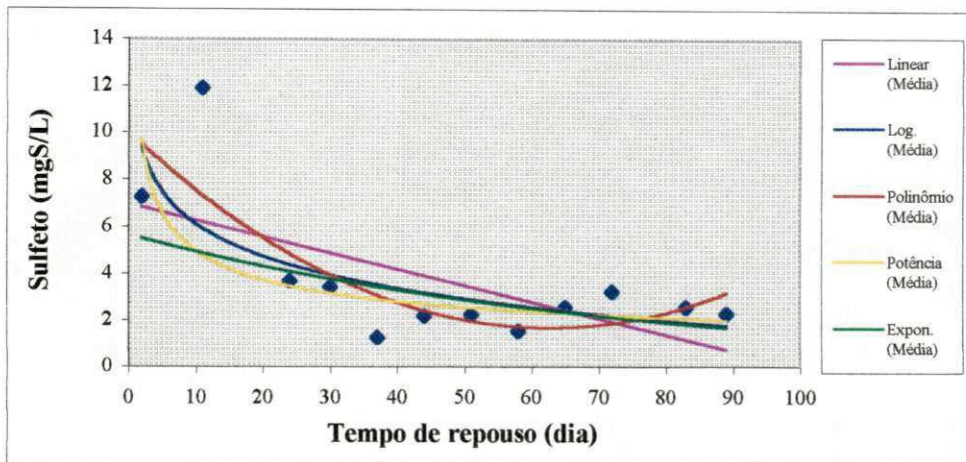


Figura 4.41 - Curvas de diminuição de concentrações médias de sulfeto total na coluna líquida do RE-3, na fase de repouso do experimento I.

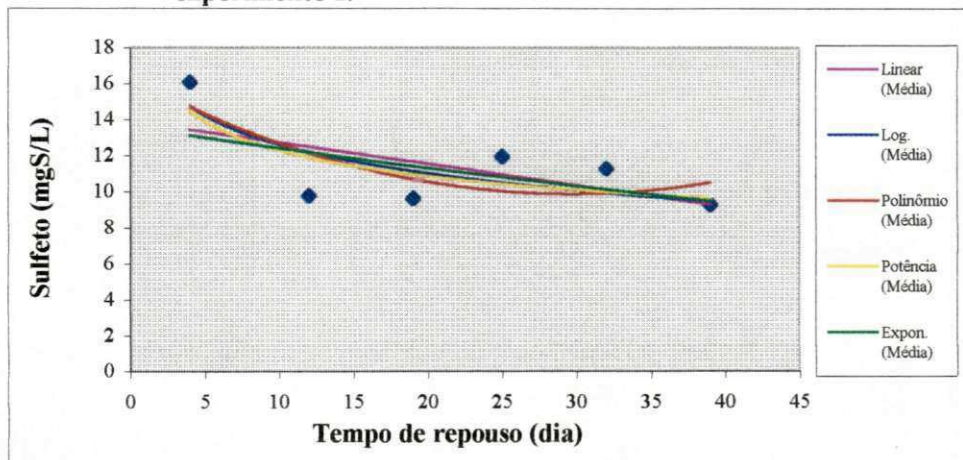


Figura 4.42 - Curvas de diminuição de concentrações médias de sulfeto total na coluna líquida do RE-3, na fase de repouso do experimento II.

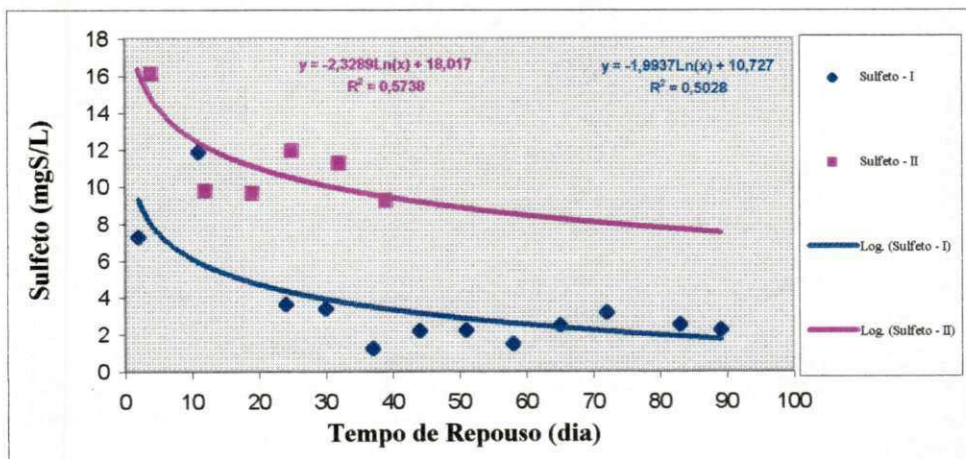


Figura 4.43 - Diminuição das concentrações médias de sulfeto total na fase de repouso dos experimentos I e II.

No experimento II, embora tenham ocorrido variações expressivas e apesar do nível 5 cm ter apresentado menores concentrações particularmente no final do período de repouso, não ocorreu uma tendência definida, como no experimento I, das concentrações mais elevadas estarem necessariamente associadas aos níveis mais profundos. Também não ocorreram, neste experimento concentrações nulas ou próximas de zero.

A freqüência de concentrações abaixo de 1 mgS/L foi nula no experimento II atingido 41% no experimento I numa primeira indicação que as condições de operação deste, particularmente em termos de carga orgânica e de parâmetros ambientais, da massa líquida a ela associados como, por exemplo, oxigênio dissolvido, foram mais favoráveis à remoção de sulfeto. As Figuras 4.39 e 4.40 mostram a distribuição das médias da coluna líquida, respectivamente nos experimentos I (11,90 → 1,27 mgS/L) e II (16,10 → 9,29 mgS/L) devendo ser destacado que neste as concentrações médias são bem maiores que no experimento I em consequência das maiores concentrações de matéria orgânica e da predominância de condições anaeróbias (Tabela 4.2, 4.3 e Figura 4.43). Em ambos os experimentos foi observada tendência de diminuição gradual das concentrações médias de sulfeto mas o experimento II, como consequência da maior carga orgânica e menores tempos envolvidos, foi mais conservador de concentrações médias elevadas mesmo no final do período de repouso (9,29 mgS/L).

A propósito, no estudo das concentrações médias de sulfeto total (S^- , mgS/L) da coluna líquida ao longo do tempo de repouso (t, dia) foram ajustados os modelos matemáticos discriminados a seguir e ilustrados nas Figuras 4.41 e 4.42, respectivamente para os experimentos I e II:

Experimento I (coeficiente de correlação crítico, $R_c = 0,497$)

$$S^- = - 0,0699t + 6,9767 \quad R = - 0,640 ; R^2 = 0,4096$$

$$S^- = - 1,9935 \ln t + 10,726 \quad R = - 0,709 ; R^2 = 0,5027$$

$$S^- = 0,0021 t^2 - 0,2664 t + 10,024 \quad R = 0,813 ; R^2 = 0,6610$$

$$S^- = 12,933 t^{-0,4147} \quad R = -0,715 ; R^2 = 0,5116$$

$$S^- = 5,6705 e^{-0,0136 t} \quad R = -0,604 ; R^2 = 0,3645$$

Experimento II (coeficiente de correlação crítico, $R_c = 0,729$)

$$S^- = -0,1194t + 13,963 \quad R = 0,601 ; R^2 = 0,3618$$

$$S^- = -2,3315 \ln t + 18,025 \quad R = -0,785 ; R^2 = 0,5746$$

$$S^- = 0,0073 t^2 - 0,4356 t + 16,350 \quad R = 0,717 ; R^2 = 0,5147$$

$$S^- = 18,626 t^{-0,1795} \quad R = -0,725 ; R^2 = 0,5254$$

$$S^- = 13,642 e^{-0,0093 t} \quad R = -0,579 ; R^2 = 0,3355$$

No experimento I todos os coeficientes de correlação (R) foram significantes ao nível de significância $\alpha = 0,05$ ($R > R_c$). O modelo polinomial foi o que apresentou maior coeficiente de determinação (R^2) ou seja foi o modelo que permitiu um ajuste tal que o percentual da variância das concentrações médias de sulfeto explicado pela variação do tempo foi máximo. Esse modelo, no entanto, embora melhor matematicamente não permite uma interpretação física correta em vista de admitir o crescimento da concentração depois de um tempo relativamente longo, o que não é uma possibilidade real na prática.

No experimento II somente no modelo no qual a concentração média foi relacionada linearmente com o logaritmo natural do tempo o coeficiente de correlação foi significativo. A Figura 4.43 ilustra de maneira comparada o ajuste desse modelo nos dois experimentos destacando-se o quase paralelismo das duas curvas o que, dentro dos limites dos períodos de repouso observados, indicam uma notável similaridade com relação à velocidade de diminuição de sulfeto total.

4.3.12 - Sulfato

A Figura 4.44 ilustra a distribuição espaço-temporal das concentrações de sulfato no reservatório RE-3 no experimento I. As concentrações, inicialmente mais elevadas, tenderam a diminuir ao longo da fase de enchimento em consequência da redução dissimilatória de sulfato dando como produto sulfeto

num ambiente no qual, condições de anaerobiose tenderam a predominar. Também, nessa fase, ocorreu uma maior uniformidade de concentrações. No período de repouso ocorreu a tendência inversa caracterizada por aumento de teores e uma maior dispersão ao longo da coluna de água. Também, pode ser observado que concentrações maiores tenderam a estar associadas aos níveis mais superficiais (até 200 cm) enquanto que as menores estiveram associadas predominantemente aos níveis mais profundos, particularmente 500 e 600 cm.

No experimento II (Figura 4.45) também ocorreu a tendência de diminuição na fase de enchimento embora, à primeira vista não possa ser caracterizada uma tendência bem definida com relação a diminuição e aumento na fase de descanso. Em todo o período ocorreu pouca variação ao longo da coluna líquida mas houve predominância de concentrações mais elevadas associadas aos níveis superiores e vice-versa. Aparentemente num ambiente ainda caracterizado pela decomposição ativa de matéria orgânica, o estado de maturação da massa líquida nesse experimento foi inferior ao do experimento I o que propiciou mais ocorrência de redução dissimilatória de sulfato que de oxidação de sulfeto.

O exame das concentrações médias na fase de enchimento em ambos os experimentos mostrou, tomando-se por base o modelo exponencial, que o coeficiente constante de velocidade de redução de sulfato foi em torno de $0,02 \text{ d}^{-1}$.

As Figuras 4.46 e 4.47 ilustram a distribuição temporal da coluna líquida durante as fases de repouso dos experimentos I e II, respectivamente, podendo ser observado que enquanto no primeiro experimento as médias foram claras e significativamente crescentes, no experimento II houve a indicação de uma leve tendência. No período de repouso as concentrações médias de sulfato variaram de 3,97 a 11,63 mgS/L no experimento I e de 4,95 a 7,27 mgS/L no experimento II (Tabelas 4.2 e 4.3).

As Figuras 4.48 e 4.49 ilustram o ajuste de cinco diferentes modelos matemáticos às concentrações médias de sulfato na fase de repouso dos dois experimentos, respectivamente. No experimento I os coeficientes de correlação de

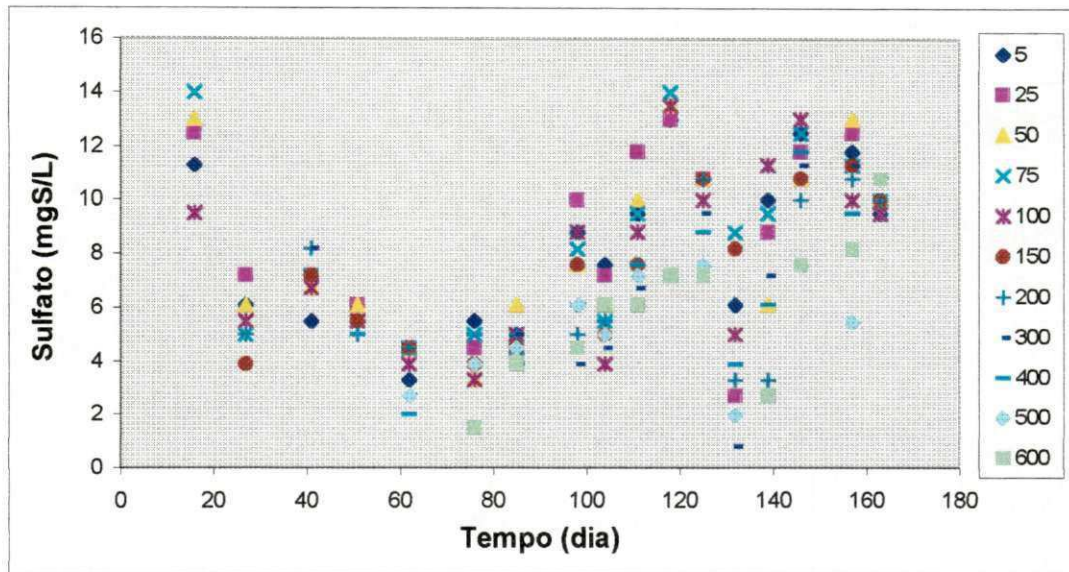


Figura 4.44 – Variação espaço-temporal das concentrações de sulfato durante o experimento I, no reservatório RE-3.

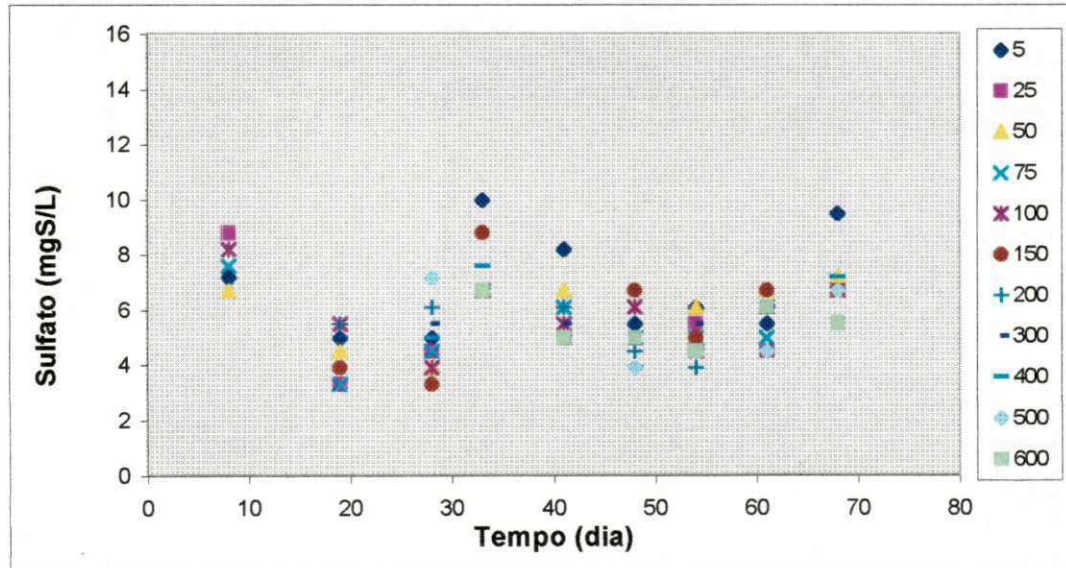


Figura 4.45 - Variação espaço-temporal das concentrações de sulfato durante o experimento II, no reservatório RE-3.

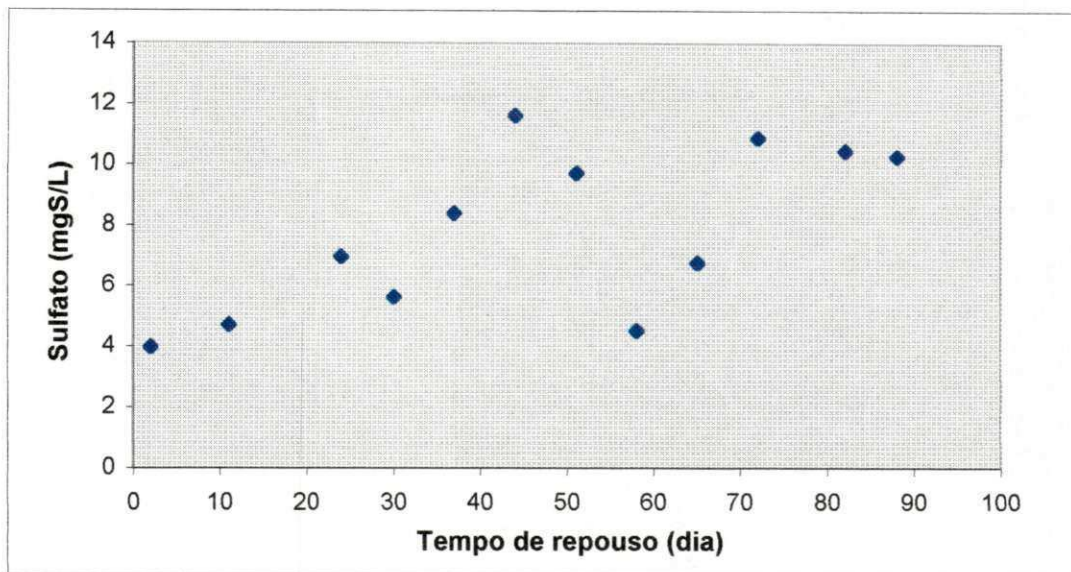


Figura 4.46 – Variação temporal das concentrações médias de sulfato na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento I.

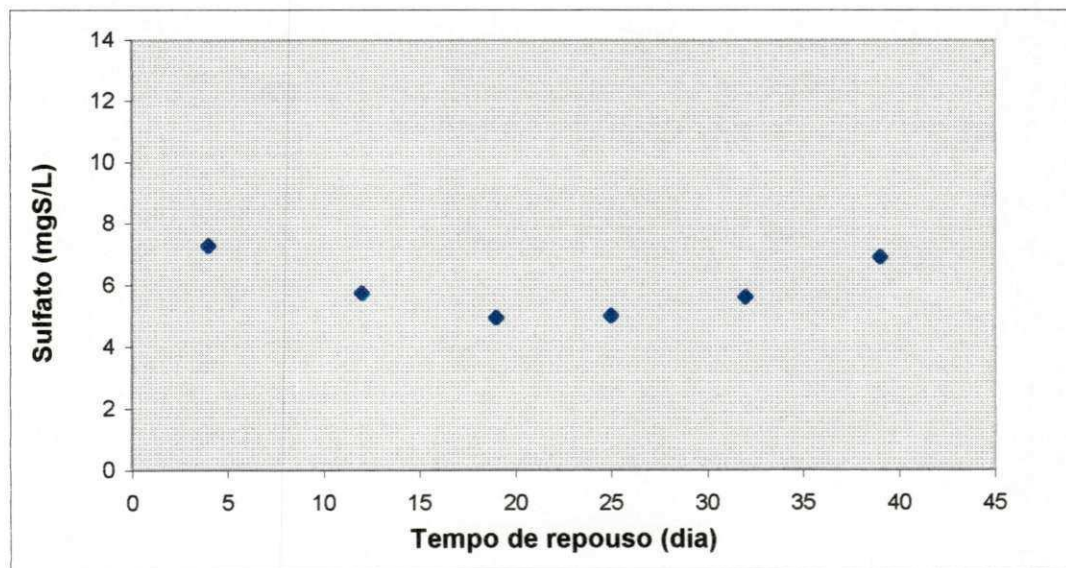


Figura 4.47 - Variação temporal das concentrações médias de sulfato na coluna líquida do reservatório RE-3 durante o período de repouso do experimento II.

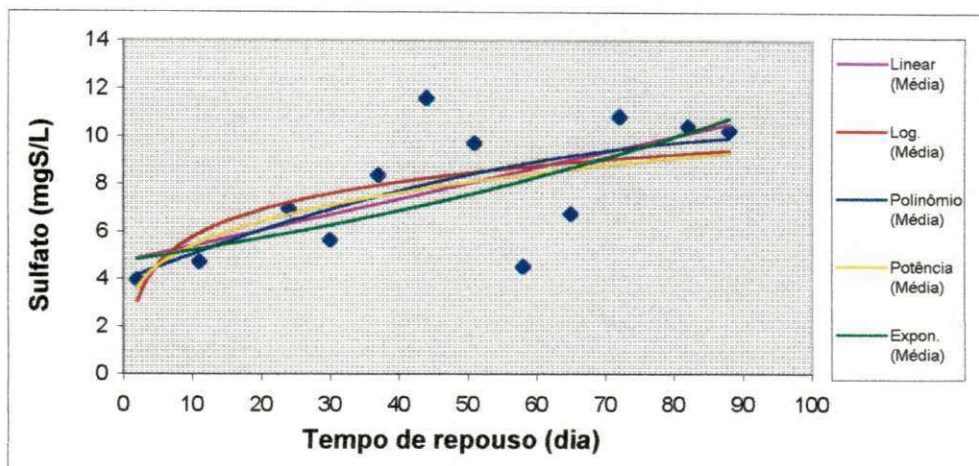


Figura 4.48 – Linhas de tendência das concentrações médias de sulfato no período de repouso do experimento I.

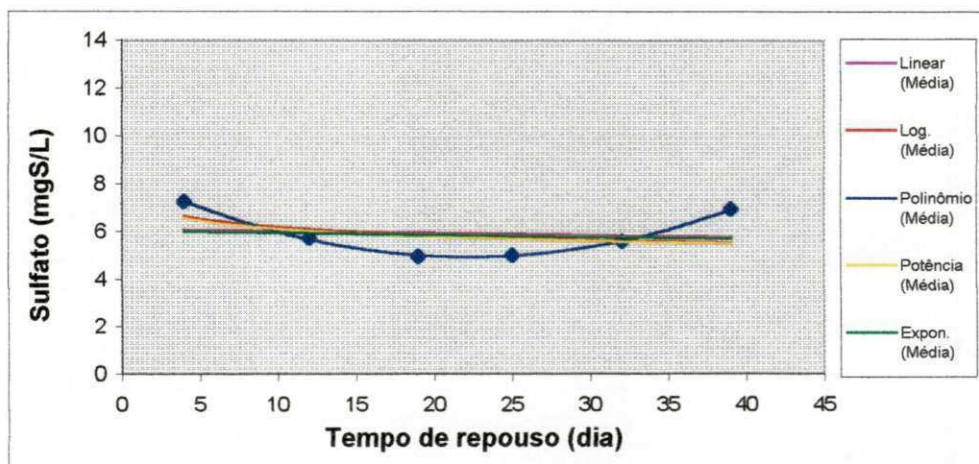


Figura 4.49 – Linhas de tendência das concentrações médias de sulfato no período de repouso do experimento II.

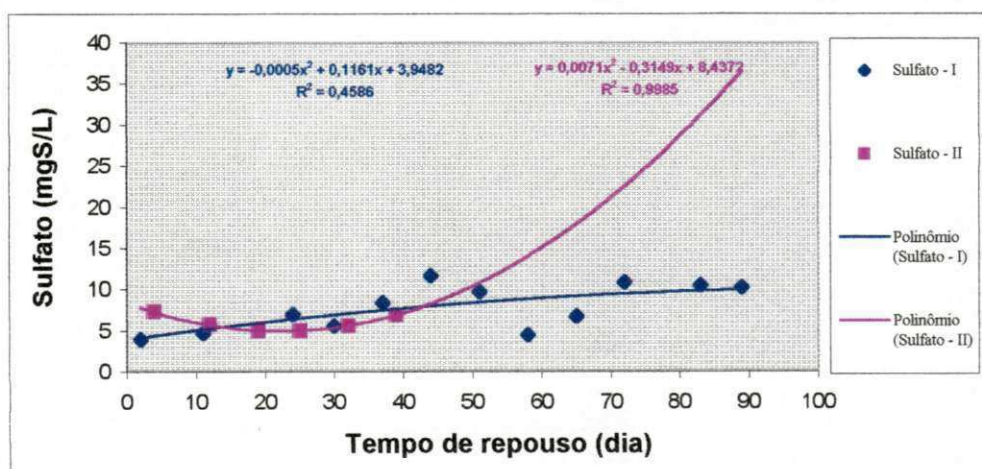
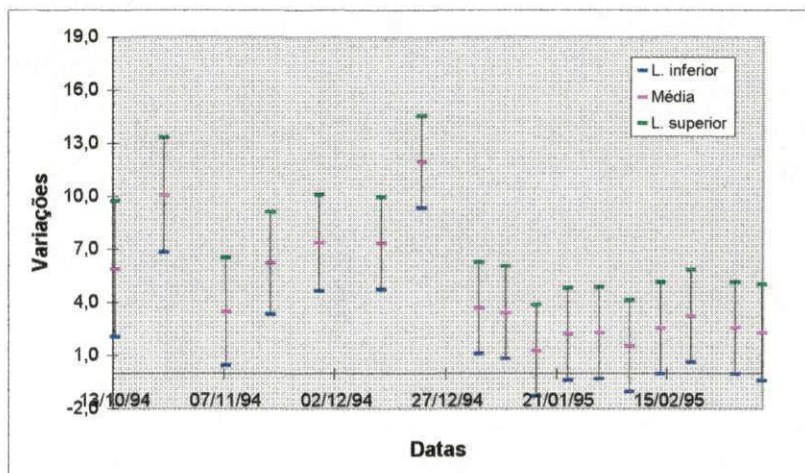
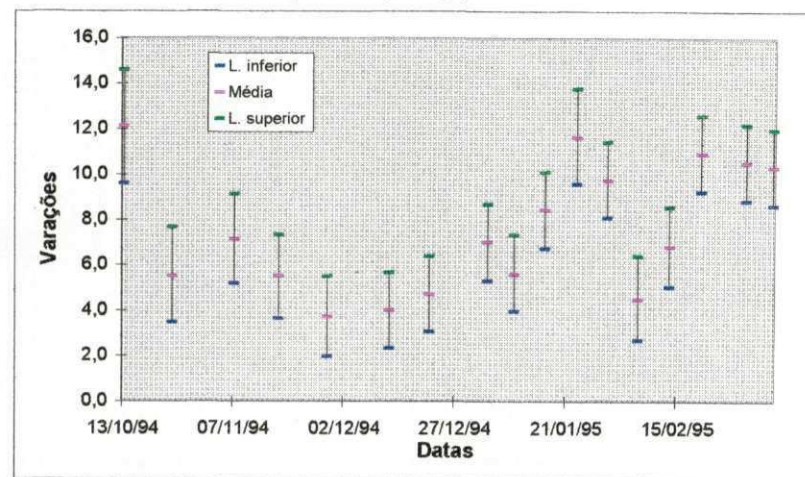


Figura 4.50 - Variação das concentrações médias de sulfato no período de repouso dos experimentos I e II.

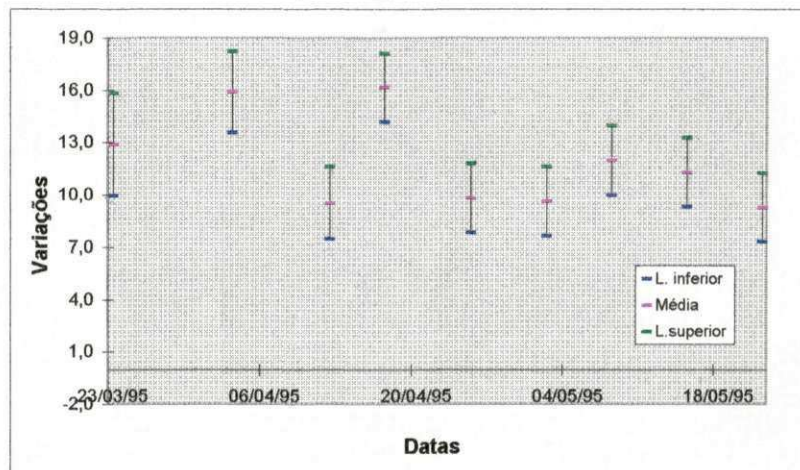
Sulfeto - Exp. I.(a)



Sulfato - Exp. I. (b)



Sulfeto - Exp. II.(C)



Sulfato - Exp.II. (d)

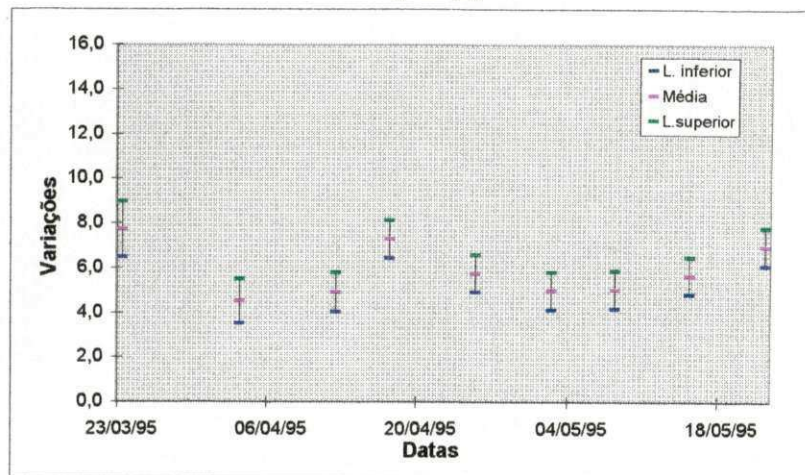


Figura 4.51 - Médias e limites de confiança de 95 % (Método GT-2) de sulfeto (a e c) e sulfato (b e d) na coluna líquida do RE-3 nos experimentos I e II.

todas as curvas foram significantes ao nível de 5 % enquanto que no experimento II novamente o coeficiente correspondente ao modelo polinomial foi significativo. A comparação da aplicação desse modelo para ambos os experimentos, ilustrada na Figura 4.50, mostra que, particularmente para o experimento II, a interpretação da variação das médias pelo modelo deve ser restrita ao período de observação, não parecendo recomendável seu uso para quaisquer extrapolações.

A análise de variância (vide Figura 4.51) aplicada aos dados médios das espécies de enxofre determinadas (sulfeto e sulfato), foi útil nos dois experimentos para demonstrar diferenças significativas entre pares de concentrações de médias na coluna líquida. No experimento I, no entanto, ANOVA teve a qualidade adicional de indicar a formação de blocos distintos de médias correspondendo aos períodos de enchimento e repouso, respectivamente.

4.4 - Estudo das matrizes de correlação

As matrizes de correlação dos parâmetros analisados no reservatório RE-3 nos experimentos I e II são apresentadas respectivamente nas Tabelas 4.5 e 4.6 e demonstram a existência de relações significantes entre esses parâmetros. No experimento I o número de coeficientes significantes a um nível $\alpha = 0,05$, representou cerca de um terço do total (21/66) enquanto que no experimento II esse número foi menor (10/66) representando somente cerca de 15 %.

No estudo dessas matrizes foi dada atenção maior aos coeficientes de correlação que foram significantes tanto em um experimento quanto no outro buscando explicar comparativamente seu comportamento em função do estado da massa líquida como consequência do tempo e das condições de operação.

O experimento I foi realizado na estação seca no qual a temperatura da água tendeu a elevar-se ao longo da fase experimental em decorrência do aumento da temperatura da atmosfera num contexto diferente do experimento II no qual houve uma tendência de resfriamento.

É importante ter isso em mente quando são comparados os coeficientes de correlação entre DBO_5 e temperatura significantes tanto no primeiro experimento, mas negativo, como no segundo, mas positivo. Que significaria isso então? Existiria mesmo uma relação entre DBO_5 e temperatura? Ou somente uma associação em vista do comportamento assumido tanto por temperatura como por DBO_5 ao longo do tempo? Ou seja, como na seca a temperatura tendeu a crescer e no período chuvoso do segundo experimento tendeu a diminuir e a DBO_5 tendeu a diminuir em ambos os períodos pois essa diminuição pode ser encarada como meramente dependente do tempo, torna-se explicável o porque dos sinais negativo e positivo dos coeficientes de correlação respectivamente num e noutro experimento. De fato, então, as relações DBO_5 e tempo e temperatura e tempo são mais fundamentais que DBO_5 e temperatura devendo ser caracterizada apenas uma associação entre estes últimos a qual assume aspectos distintos em consequência das relações fundamentais.

No caso de pH, em ambos os experimentos, os coeficientes de correlação com a temperatura também foram significantes mas de sinais contrários. Enquanto no experimento I a correlação foi positiva no experimento II foi negativa. De fato quando é levado em conta o comportamento de ambos os parâmetros (pH e temperatura) com o tempo torna-se compreensível o tipo de associação que ocorre entre eles, respectivamente no primeiro e no segundo experimentos. pH, comumente, tende a aumentar na massa líquida do reator à medida em que a DBO_5 diminui ou seja pH tende a aumentar com o tempo particularmente em reatores de batelada como é o caso do reservatório RE-3.

Também quando são observados os significantes coeficientes de correlação entre ortofosfato solúvel e DBO_5 é percebido que no experimento I (negativo) ele indica que ortofosfato cresceu na medida em que a DBO_5 diminuiu e no experimento II ocorreu o inverso. Os diferentes períodos de operação dos experimentos podem explicar o ocorrido. O experimento I, mais longo permitiu um grau de mineralização maior, não tendo sido no entanto, grande o suficiente para gerar condições como pH muito mais elevado do que o que foi observado que

permitissem a remoção de ortofosfato por precipitação, por exemplo. De fato, o período de operação do experimento I foi grande o suficiente para mineralizar o fósforo orgânico da massa líquida e também do sedimento o qual foi, pouco a pouco, difundido na coluna líquida. Também as baixas concentrações de biomassa não demandaram suficientes massas de ortofosfato, por assimilação, como nutrientes. No experimento II, o tempo mais curto de operação e as condições ambientais da massa líquida determinaram um processo de remoção de ortofosfato da massa líquida o qual pode ser atribuído principalmente ao mecanismo de assimilação pela mais densa biomassa planctônica, mantida elevada até o final do período de repouso. Esse curto tempo também pode não ter sido suficiente para que o processo de difusão de ortofosfato da camada de lodo fosse perceptível nas concentrações da massa líquida.

As correlações negativas entre DBO_5 e P-total, nos dois experimentos, indicaram uma elevação dessa expressão de fósforo no decorrer do período no qual a matéria orgânica biodegradável gradualmente diminuiu. Faz-se necessário, no entanto, reconhecer que entre um experimento e outro ocorreram diferenças importantes no fracionamento do fósforo total. No primeiro experimento, em consequência do estado de maturação do reservatório houve uma tendência da liberação de ortofosfato na massa líquida enquanto que no segundo experimento, devido a condições favoráveis à manutenção de mais elevadas concentrações de plâncton houve predominância de assimilação de ortofosfato.

Os coeficientes de correlação entre nitrato e ortofosfato também refletem o estado de mineralização da massa de água. No experimento I o sinal positivo indicou que o nitrato tendeu a aumentar com o aumento de ortofosfato e o sinal negativo no experimento II sinalizou tendência de comportamento inverso entre nitrato e ortofosfato solúvel ou seja, um tendeu a aumentar com a diminuição do outro.

Tabela 4.5 - Matriz correlação de parâmetros analisados no reservatório RE-3 no experimento I.

	T	DBO ₅	pH	OD	Cla	P-orto	PT	N-amon	N-org	N-nit	SO ₄ ⁻	S ⁻
T	1											
DBO ₅	-0,8380*	1										
pH	0,5431*	-0,3579	1									
OD	0,3821	-0,2374	0,5025*	1								
Cla	-0,5474*	0,3759	0,1057	0,1324	1							
P-orto	0,5835*	-0,6898*	0,3043	0,2631	-0,3394	1						
PT	-0,0202	-0,6283*	0,1966	0,0663	0,3515	0,4648*	1					
N-amon	-0,5811*	0,4459*	-0,3379	-0,4002	0,1306	-0,3843	0,0998	1				
N-org.	0,0496	-0,4525*	-0,0955	0,2400	0,1512	0,1249	0,4826*	-0,0920	1			
N-nit	0,1789	-0,1134	0,0133	-0,0061	-0,2093	0,4597*	-0,0297	-0,1775	-0,6181*	1		
SO ₄ ⁻	0,2477	-0,5467*	-0,0866	0,0269	-0,0635	0,3071	0,1796	-0,3067	0,0894	0,3111	1	
S ⁻	-0,7129*	0,5534*	-0,0211	-0,4163	0,4902*	-0,3470	-0,0077	0,4305*	-0,5063*	-0,0090	-0,5011*	1

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

Tabela 4.6 - Matriz correlação de parâmetros analisados no reservatório RE-3 no experimento I I.

	T	DBO ₅	pH	OD	Cla	P-orto	PT	N-amon	N-org	N-nit	SO ₄ ⁻	S ⁻
T	1											
DBO ₅	0,6614*	1										
pH	-0,6345*	-0,2565	1									
OD	-0,9346*	-0,7113*	0,4265	1								
Cla	0,1461	0,4286	0,6282*	-0,3039	1							
P-orto	0,3303	0,7541*	0,0957	-0,4921	0,4511	1						
PT	-0,4501	-0,8037*	0,6504*	0,4055	0,4342	-0,4791	1					
N-amon	-0,1629	-0,4334	0,1447	0,0920	0,0499	0,1531	0,2363	1				
N-org.	-0,0357	-0,2981	-0,1732	0,1476	-0,1468	0,2142	-0,2863	0,5658	1			
N-nit	0,1371	-0,0828	-0,3484	0,0550	-0,4279	-0,6251*	0,0514	-0,4465	-0,4536	1		
SO ₄ ⁻	-0,0303	-0,1329	-0,4516	0,1089	-0,3970	0,2012	-0,3821	0,2069	0,2944	-0,2438	1	
S ⁻	0,3751	0,5557	0,0050	-0,4397	0,3871	0,6450*	-0,2914	0,1723	0,1149	-0,1046	0,1677	1

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

5.0 - DISCUSSÃO

5.1 – Considerações sobre as condições operacionais empregadas nos dois experimentos.

A condição previamente estabelecida de deixar o reservatório em escala-piloto RE-3 em repouso até que a concentração de coliformes fecais atingisse em todos os níveis o número de 100 UFC/100mL determinou que o tempo de operação em ambos os experimentos fosse longo o suficiente para causar mudanças também nas concentrações de matéria orgânica e em outras características da massa líquida.

No experimento I, levado a efeito na estação típica de estiagem da região de Campina Grande (PB), entre 27/09/94 e 08/03/95 submetido a uma carga, no final da fase de enchimento, de 211 kg DBO₅/ha dia ou 3,4 g DBO₅/m³ dia, as condições ambientais da massa líquida determinaram velocidades de degradação de matéria orgânica e organismos fecais menores (da Silva, 1998) que no experimento II caracterizado por carga orgânica maior (538 kg DBO₅/ha dia e 8,7 g DBO₅/m³ dia) e tempo de operação menor (entre 15/03/95 e 22/05/95), numa estação tipicamente de chuva. Deve ser observado que as cargas orgânicas aqui aplicadas foram bastante superiores à faixa (≤ 50 kg DBO₅/ha dia) referida na literatura (Juanico e Shelef, 1994) como recomendável para o projeto de reservatórios em Israel. Deve ser, no entanto, considerado que, comumente, naquele país os reservatórios não são operados em regime de batelada seqüencial no qual o RE-3 seria enquadrado mas em um regime de batelada semi-seqüencial dependendo da cultura a ser irrigada.

Como conseqüência direta do emprego de maiores cargas orgânicas do experimento II, deve ser destacada a ocorrência de níveis de oxigenação e de pH menores que no experimento I. Um outro aspecto relevante relacionado às

condições de operação foi o da proliferação de biomassa fitoplanctônica que no experimento II foi superior à do experimento I. Todos esses aspectos são importantes na avaliação do comportamento de nutrientes na massa líquida do reservatório.

5.2 – Características físicas e escala do reservatório.

A principal característica física do reservatório como dispositivo de tratamento de esgoto é a grande profundidade. Reservatórios profundos tendem a desenvolver características ambientais distintas ao longo da profundidade em face de fatores como acumulação de sedimento no fundo e limitação da penetração de luz. A operação do reservatório RE-3 demonstrou, nos dois experimentos, a existência de regiões nitidamente diferentes definidas por camadas superficiais mais freqüentemente aeróbias e camadas mais profundas predominantemente anaeróbias. Essa diferença ambiental comumente determina a ação de mecanismos distintos de remoção de nutrientes podendo a predominância de uma condição ou outra promover mais a remoção ou a conservação de algumas espécies nutrientes.

Num reservatório profundo experimental, em escala piloto, como é o caso do RE-3, a profundidade é a característica mais destacada na caracterização da massa líquida em vista da pequena área superficial que, de algum modo, limita a ação de outros fatores físicos como os ventos o que pode induzir uma estratificação térmica bem marcante. Esse efeito, no entanto, não foi observado na amostragem das 8 h da manhã e à tarde (15 h) ficou limitada a camada superficial de 100 cm no experimento I e 50 cm no experimento II. Nos respectivos períodos de repouso as máximas diferenças de temperatura observadas nas camadas foram de 7 °C (EXP. I) e 8 °C (EXP. II), podendo ser presumido que num reservatório em escala maior submetido a condições operacionais similares às aqui estudadas esses efeitos seriam menores. É importante lembrar, no entanto, que sendo um reator em batelada, os efeitos da estratificação seriam inexistentes quanto ao fluxo, isto é, não causariam

curto-circuitos hidráulicos como seria o caso em reatores de fluxo contínuo, mas poderiam ser estendidos, por exemplo, aos gêneros não móveis do fitoplâncton os quais poderiam afundar e ficar retidos nas camadas inferiores contribuindo para aumentar a DBO₅.

5.3 – Sobre a influência das condições ambientais da massa líquida no comportamento de nutrientes.

5.3.1 – Influência da temperatura

Em todos os aspectos do tratamento biológico de águas residuárias, a temperatura é um fator da massa líquida comumente citado como exercendo considerável influência. De fato, a temperatura é um dos principais agentes catalisadores de reações químicas e bioquímicas, exercendo também influência sobre mecanismos físicos, como sedimentação, que participam do processo de tratamento. Referências sobre a influência da temperatura na remoção de matéria orgânica e organismos fecais são as tradicionalmente mais freqüentes (Marais, 1970; 1974; Mara, 1976; Silva e Mara, 1979; Arthur, 1983, etc).

Temperatura é um fator comumente associado a mecanismos de remoção de nitrogênio amoniacal (Middlebrooks *et al.*, 1982; Ferrara e Avcı, 1982; Barnes e Bliss, 1983; Erickson, 1985) influenciando também na hidrólise de polifosfatos (APHA *et al.*, 1992) e também praticamente em todas as reações químicas e bioquímicas envolvidas nos ciclos de nitrogênio, fósforo e enxofre. Por exemplo, reações de nitrificação e desnitrificação, redução dissimilatória de sulfato e oxidação bioquímica de sulfeto, assim como reações de assimilação desses nutrientes por parte de microrganismos são dependentes da temperatura a qual influi na atividade enzimática desses organismos. É preciso, no entanto, considerar que geralmente essa influência torna-se mais sensível entre experimentos distintos, quando a diferença da temperatura observada entre um e outro é considerável, às vezes de até uma dezena de graus ou mais.

Nos experimentos I e II, levados a efeito em estações diferentes caracterizadas por um comportamento (evolução temporal) distinto da temperatura, não pode ser definida uma diferença significativa nas faixas observadas as quais, em ambos os experimentos, se situaram entre 24 e 28 °C. Nesse intervalo, bastante restrito, certamente não podem ser atribuídas influências profundas no comportamento das espécies nutrientes às diferenças de temperatura experimentadas pela massa líquida do RE-3.

5.3.2 – Influência do pH

O pH é um dos fatores que decerto participam mais das reações químicas e bioquímicas cíclicas do fósforo, nitrogênio e enxofre.

Reações de hidrólise de polifosfatos são favorecidas por pH mais ácido enquanto que o pH mais básico influi favoravelmente no mecanismo de precipitação de ortofosfato como hidroxiapatita a qual sedimenta e pode, na região mais ácida da camada de lodo, ser ressolubilizada com liberação de ortofosfato para a massa líquida. Esse mecanismo da precipitação-ressolubilização de fósforo é o que comumente é mais citado na literatura como ocorrendo em coleções naturais de água e na massa líquida de reatores biológicos de tratamento, particularmente aqueles que experimentam períodos cíclicos iluminados (durante o dia) nos quais o pH é elevado como resultado da remoção de bicarbonato por parte do fitoplâncton na sua reação de fotossíntese. Na fase escura do ciclo, durante a noite, a ausência de fotossíntese e a respiração contribuem para que o pH baixe e favoreça mais à ressolubilização. Valores de pH altos como 8,0 (Moutin *et al.*, 1992), 8,2 (Toms *et al.*, 1975), 9,0 (Somiya e Fujji, 1984) e até maiores que 9,5 (Momborg e Oellermann, 1992) têm sido citados como favoráveis à formação de hidroxiapatita nessas águas. Comumente, essas faixas têm sido referidas em trabalhos sobre o comportamento de fósforo em lagoas de estabilização facultativas e de maturação.

Valores elevados de pH também exercem grande influência sobre as concentrações relativas do gás amônia (NH_3) e do íon amônio (NH_4^+) as quais são governadas por uma constante de equilíbrio (dependente da temperatura). Elevação de pH a qual decorre da diminuição da concentração de íons hidrogênio provoca, em face do equilíbrio, aumento de NH_3 e diminuição de NH_4^+ (Erickson, 1985; de Oliveira, 1990). A amônia eventualmente liberada na massa líquida age como substância tóxica especialmente sobre o fitoplâncton e particularmente quando a concentração de nitrogênio amoniacal total é maior que 2 mM (28 mg N/L) em valores de pH acima de 8,0 (Abeliovich, 1980; 1983). Nessas condições a massa do gás amônia é suficientemente grande para intoxicar células de algas mas também para superar o limite de solubilidade, sobre o qual influi a temperatura, e, dependendo do grau de movimentação da massa líquida ser volatilizada para a atmosfera. A propósito, este é o mecanismo freqüentemente citado na literatura para remoção de nitrogênio amoniacal em alguns processos de tratamento de esgotos entre os quais lagoas de estabilização (Toms et al., 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Pano e Middlebrooks, 1982; de Oliveira, 1990) sujeitos a variações cíclicas de pH. Em reservatórios de estabilização esse mecanismo também poderia atuar nas camadas mais superficiais da massa líquida.

O pH também influi sobre o equilíbrio de sulfeto em meio aquoso mas de modo inverso. Em valores abaixo de 6 predomina a forma molar do gás sulfídrico (H_2S) tóxica para microrganismos enquanto que o íon sulfeto (S^{2-}) somente predomina em valores de pH muito elevados. A predominância do íon bissulfeto (HS^-) ocorre numa faixa de pH ampla (8 – 12), sendo que entre 6 e 9 ele coexiste com o sulfeto de hidrogênio, coexistência essa que é favorecida em torno do pH neutro. Baixos valores de pH tendem a influir na remoção de sulfeto através da volatilização do mal cheiroso gás sulfídrico.

Nos experimentos levados a efeito no reservatório RE-3 os valores médios de pH, mesmo na fase final do período de repouso, não atingiram faixas muito favoráveis à remoção tanto de ortofosfato por precipitação como de amônia por

volatilização. No experimento I, os valores médios da coluna líquida atingiram o máximo de 8,3 que ainda é menor que, por exemplo, 9,5 (Momborg e Oellermann, 1992; APHA *et al.*, 1992) que seria melhor tanto para a remoção de amônia para a atmosfera como para precipitar fósforo como hidroxiapatita removendo-o para a camada de lodo. No experimento II, o pH foi ainda menor que no experimento I sendo mantido numa faixa que contribui mais para a conservação que para a remoção tanto de ortofosfato como de amônia e de sulfeto, sendo que este último requereria valores de pH mais baixos.

5.3.3 – Influência do oxigênio dissolvido

Como consequência da aplicação de elevadas cargas orgânicas nos dois experimentos no reservatório RE-3, as condições de oxigenação da massa líquida foram relativamente pobres principalmente nas camadas mais profundas, não somente na amostragem feita pela manhã mas também na amostragem realizada à tarde. Concentrações relativamente mais altas foram mais típicas das camadas mais superficiais, principalmente no final do período de repouso e de modo particular no experimento I. Assim, mesmo nas condições mais favoráveis do final do primeiro experimento, pode ser verificado que no mínimo 2/3 da massa líquida foram mantidas em estado de anaerobiose que tipicamente, em vista de fatores que lhe são característicos, contribui mais para a conservação que para a remoção de nutrientes.

É importante, no entanto, enfatizar que nas camadas oxigenadas o mecanismo da oxidação química espontânea de sulfeto pelo oxigênio pode agir rapidamente sendo responsável pela sua conversão para enxofre elementar, principalmente. No experimento I, a diminuição de sulfeto nas camadas mais superficiais oxigenadas foi mais expressiva que no experimento II.

5.4 Biomassa e remoção de nutrientes.

As condições de operação do experimento II foram mais favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton que as do experimento I, conforme as medidas

de clorofila "a". Esse maior desenvolvimento está também relacionado a mecanismos de assimilação de nutrientes minerais que assimilados podem ser removidos para a camada de sedimento, pela deposição de organismos onde são nova e lentamente mineralizados difundindo-se na massa líquida. As tendências de comportamento de espécies minerais como ortofosfato e nitrato indicam que o experimento I foi caracterizado por uma crescente mineralização, ao longo do período de operação, na medida em que a biomassa tendeu a gradual diminuição.

5.5 – Sobre o reservatório como dispositivo de tratamento de águas residuárias domésticas para fins de reuso.

A grande maioria das águas residuárias domésticas no Brasil, e isso é uma realidade também em outros países, não é submetida a tratamento sendo também em sua grande maioria lançada sobre o solo ou em corpos receptores, contribuindo para inúmeros prejuízos ambientais e no âmbito da Saúde Pública. Mesmo quando existe tratamento a observância de padrões de lançamento ainda é, na prática, uma realidade restrita a poucas localidades. Existe, por outro lado, um grande desconhecimento por parte da população de práticas corretas de utilização de águas residuárias tratadas na irrigação de culturas agrícolas ou na aquicultura. De fato, há um certo senso quanto ao valor nutriente dos esgotos mas ignorância quanto a padrões sanitários o que leva comumente ao uso incorreto dos mesmos. A população, em geral, também tem lá seus preconceitos e um certo escrúpulo quanto ao consumo de culturas irrigadas com esgoto mas muito em decorrência da falta de tradição e, em última análise, informação e educação.

No mundo inteiro, no entanto, a prática correta de reuso de águas tem demonstrado que produtos de boa qualidade sanitária podem ser obtidos com as vantagens adicionais da economia de fertilizantes industriais e água que em algumas circunstâncias, especialmente em regiões de escassez, é o fator mais importante. A irrigação de culturas não comestíveis (fibras industriais) e de áreas

de lazer representa uma alternativa da viabilidade do uso de efluentes tratados. Há, atualmente, no mundo uma tendência do reuso de água na irrigação existindo já um reconhecimento oficial dessa prática por parte de agências internacionais como OMS, Comunidade Européia, Banco Mundial que inclusive têm promovido o estabelecimento de padrões de qualidade, sendo destacada a recomendação da observância de limites para bactéria fecais e nematóides.

Parece, no entanto, positivo que um sistema de tratamento de esgotos para reuso na irrigação seja, de certo modo, conservativo de nutrientes minerais como fósforo, nitrogênio e potássio (este último não é objeto de reações cíclicas como os dois primeiros). Também, nesse aspecto, o projeto desses sistemas deveria ser elaborado sobre critérios baseados em parâmetros físicos e operacionais que determinassem tanto uma maior mineralização do material orgânico (maturação) quanto a promoção de mecanismos mais de conservação que de remoção.

Os reservatórios profundos de estabilização parecem constituir uma boa alternativa para atingir esses objetivos visto que sua grande profundidade associada a condições de operação próprias podem promover tanto os mecanismos de mineralização como de conservação de nutrientes, além de também promoverem a remoção de matéria orgânica e organismos fecais.

A operação do reservatório experimental RE-3 em duas condições distintas permitiu verificar que, na medida em que a matéria orgânica e a contaminação fecal foram reduzidas a níveis muito baixos (da Silva, 1998) ao longo do tempo de operação, também mudanças importantes ocorreram com espécies nutrientes como N, P e S. No experimento I, as menores cargas orgânicas e os maiores tempos envolvidos permitiram a obtenção de um grau de mineralização bem maior que no experimento II sem a perda do caráter conservador desses nutrientes mineralizados. Essas melhores condições também permitiram a redução considerável de espécies mais indesejáveis como sulfeto particularmente nas camadas mais superficiais. A propósito, a descarga da massa de água para reuso numa taxa definida como, por exemplo, igual à de enchimento a partir das camadas superiores poderia ser um critério adequado podendo

permitir inclusive a diminuição de espécies como essa na medida em que o esvaziamento fosse ocorrendo.

5.6 – Comparação de resultados aqui obtidos com os de outros experimentos levados a efeito na EXTRABES particularmente com relação as características operacionais.

O padrão sanitário previamente estabelecido de 100 UFC/100mL a ser atingido em todos os níveis do reservatório tratando água residuária bruta foi atingido no primeiro experimento com 134 dias de operação enquanto que no segundo esse padrão foi atingido no tempo menor de 69 dias. Esses tempos foram estimados com base em equações exponenciais definidoras da tendência média da coluna líquida (da Silva, 1998). No primeiro experimento, as concentrações médias de nitrogênio kjeldahl ($4 \text{ mgN/L} < \text{que o máximo de } 5 \text{ mgN/L}$, conforme Ayers & Westcot, 1985) e sulfeto total ($2,5 \text{ mgS/L} > \text{que } 0,5 \text{ mgS/L}$ citado como recomendável por Ayers & Westcot, 1985 e Crook, 1991) foram inferiores às concentrações médias observadas no experimento II, indicando que a redução dessas espécies está diretamente relacionada ao tempo.

A qualidade da água acumulada no reservatório RE-3, em termos de espécies nutrientes presentes no final do período de repouso foi comparada a resultados obtidos em dois experimentos levados a efeito em outro reservatório (RE-1) tratando o efluente de uma lagoa anaeróbia (tempo de detenção entre 0,5 e 1,0 dia) ao longo de um tempo em torno de 70 dias (Sousa Filho, 1996; Araújo, 1995). No primeiro experimento nesse reservatório o maior tempo de enchimento (35 dias) e o menor tempo de repouso (33 dias) foram responsáveis pela maior concentração média de sulfeto total ($11,6 \text{ mgS/L}$) em comparação com a média ($6,2 \text{ mgS/L}$) do segundo experimento (18 e 52 dias, respectivamente). No experimento do RE-3 (29 e 40 dias, respectivamente) a concentração média de sulfeto total foi de $9,3 \text{ mgS/L}$. As concentrações médias de nitrogênio kjeldahl ($21,5$ e $23,5 \text{ mgN/L}$, em RE-1, e $25,9 \text{ mgN/L}$ em RE-3) aparentemente pertencem a uma faixa relativamente restrita. Pelo visto, menores tempos de

enchimento e maiores tempos de repouso são mais favoráveis a menores concentrações de sulfeto total bem como a maiores concentrações médias de ortofosfato solúvel (3,3 e 4,2 mgP/L em RE-1 e 3,8 mgP/L em RE-3), conforme os resultados de RE-1 publicados por Araújo (1995).

Assim, do ponto de vista, da qualidade da massa líquida em termos de nutrientes e de espécies tóxicas, o estudo comparativo desses experimentos não demonstrou a utilidade da inclusão de uma unidade de pré-tratamento do esgoto bruto mas demonstrou que a distribuição do tempo de operação (tempo de enchimento + tempo de repouso) até atingir o padrão microbiológico preestabelecido influi decisivamente sobre as concentrações médias finais dessas espécies. Ficou evidente o papel benéfico desempenhado por maiores tempos de descanso sobre a maior maturação (mineralização) da massa líquida. De fato, ao considerar o comportamento das formas de nutrientes aqui estudadas ficou aparente que o tempo é um dos principais fatores, senão o principal, agindo sobre tendências e concentrações, assumindo mesmo uma importância maior que a carga orgânica superficial no final do período de enchimento.

A carga aplicada (538 kg DBO₅/ha dia) no experimento II do RE-3 (29 + 40 dias) no qual a concentração média de sulfeto total foi de 9,3 mgS/L, foi muito superior à carga aplicada (167 kg DBO₅/ha dia) no primeiro experimento (35 + 33 dias) de RE-1 cuja concentração final foi de 11,6 mgS/L. A comparação dos dois experimentos, já referidos, em RE-1 também demonstra que é a distribuição do tempo de operação que influi mais sobre as concentrações médias finais de, por exemplo sulfeto total, mesmo com uma grande disparidade de cargas. No experimento com 368 kg DBO₅/ha dia e 52 dias de repouso a concentração média final dessa forma de enxofre foi 6,2 mgS/L enquanto que no outro experimento com 167 kg DBO₅/ha dia e somente 33 dias de repouso a concentração foi de 11,6 mgS/L. Também, quando são consideradas as condições de operação e as concentrações do experimento I em RE-3, são obtidas evidências de que um maior tempo de repouso (60 dias) tem ação direta sobre a redução de espécies como sulfeto.

Desse modo, parece oportuno recomendar que no projeto de reservatórios em regime de batelada tratando esgoto bruto e efluentes de unidades primárias, como lagoas anaeróbias sejam adotados tempos de enchimento ,mais curtos em benefício de tempos de repouso maiores. Essa recomendação parece também favorecer maiores velocidades de remoção de CF e matéria orgânica conforme os resultados descritos por da Silva (1998).

6.0 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A análise dos resultados obtidos nos dois experimentos no reservatório RE-3 permitiu evidenciar o seguinte:

1 - Os reservatórios de estabilização, em virtude de sua elevada profundidade desenvolvem, também em função dos parâmetros operacionais, condições ambientais mais favoráveis à conservação que à ocorrência de mecanismos de remoção de nutrientes o que é comumente benéfico para a prática do reuso na agricultura;

2 - As menores cargas orgânicas e os maiores tempos envolvidos no experimento I permitiram a obtenção de um maior grau de mineralização como também uma maior redução de espécies indesejáveis como sulfeto, principalmente nas camadas mais superficiais em comparação com as condições e os resultados do experimento II;

3 - A comparação dos resultados do reservatório RE-3, alimentado com esgoto bruto, com os do reservatório RE-1, alimentado com o efluente de uma lagoa anaeróbia previamente investigado na EXTRABES (Araújo, 1995; Souza Filho, 1996; do Nascimento, 1996) demonstrou, em primeiro lugar, ser dispensável o uso de unidades de pré-tratamento indicando, no entanto, que a distribuição do tempo de operação (tempo de enchimento + tempo de repouso) deve ser uma consideração importante de projeto. Isto é, para um mesmo tempo de operação, menores tempo de enchimento e maiores tempos de repouso favorecem a mineralização de nutrientes e a diminuição de espécies indesejáveis.

4 - Assim, no projeto de reservatórios em regime de batelada, tratando esgoto bruto ou efluente de unidades primárias de tratamento, é recomendável a adoção de menores tempos de enchimento, mesmo com a aplicação de maiores cargas orgânicas, em benefício de maiores tempos de repouso. Essa recomendação também é favorável ao aumento das velocidades de remoção de coliformes fecais e matéria orgânica conforme demonstrado por da Silva (1998).

7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A and AZOV, Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in Sewage oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 31, n. 6, p. 801 – 806
- ABELIOVICH, A. (1980). Factors limiting algal growth in high – rate oxidation ponds. In: *Algae Biomass* (Ed. G. Shelef and C. J. Soeder). Amsterdam: Elsevier / North – Holland Biomedical Press, p. 205 – 105.
- ABELIOVICH, A. (1982). Biological equilibrium in a wastewater reservoir. *Water Research*, vol. 16, n. 7, p. 1135 – 1138.
- ABELIOVICH, A (1983). The effects of unbalanced ammonia and BOD concentrations on oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 31, n. 6, p. 33 – 37.
- AL – SALEM, S. S. and LUMBERS, J. P. (1987). An initial evaluation of Al Sumra waste stabilization ponds (Jordan). *Water Science and Technology*, vol. 19, n. 12, p. 33 – 37.
- ANDERSON, J. W. (1978). *Sulphur in Biology*. Studies in Biology, n. 101. London: Edward Arnold Limited.
- ARAÚJO, A. C. (1993). *Comportamento das formas de fósforo, em sistemas de lagoas de estabilização, sob diferentes configurações, em escala – piloto, tratando esgoto doméstico*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- ARAÚJO, A. C. (1995). *The phosphorus and sulphur cycles in effluent storage reservoirs in Northeast Brazil*. PhD First Year Transfer Report. University of Leeds. Leeds, UK.
- APHA - AWWA – WPCF (1980). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 15th edition, Washington, D. C.
- APHA - AWWA - WPCF (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 18th edition, Washington, D. C.

- APHA-AWWA-WPCF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 19th edition, Washington, D. C.
- ARTHUR, J. P. (1983). *Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical paper number 7. Washington: World Bank.
- ATLAS, R. M. and BARTHA, R. (1987). *Microbial Ecology – Fundamentals and Application*. 2nd ed. Menlo Park, California: The Benjamin / Cummings Publishing Company, Inc. 552 p.
- AYERS, R. S. e WESTCOT, D. W. (1985). *A qualidade da água na agricultura*. Trad. H. R. Gheyi, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 218 p. (Tradução de: Water Quality for Agriculture).
- BARNES, D. and BLISS, P. J. (1983). *Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment*. 1th edition, London: E. & F. N. Spon Ltda. 146 p.
- BARTONE, C. R. (1985). Reuse of wastewater at the San Juan de Miraflores stabilization ponds: Public Health, environmental and socioeconomic implications. *Paho Bulletin*, vol. 19, n.2, , p. 147 – 163.
- BLUMENTHAL, U. J. (1988). Generalised model of the reduction in Health risk associated with different control measures for the use of human wastes. *IRCD NEWS*. n. 24/25, p. 13 – 19.
- BOWKER, R. P. G.; SMITH, J.M. and WEBSTER, N. A. (1989). *Odour and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants*. New Jersey, USA: Noyes Data Corporation, 132 p.
- BRANCO, S. M. (1986). *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*, 3ª ed., São Paulo. CETESB/ACETESB, 620 p.
- BROCK, T. D.; SMITH, D. W. and MADIGAN, M. T. (1984). *Biology of Microorganisms*. 4th edition. Englewood Cliffs, New Jersey, USA: Prentice Hall Inc.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. (1986). Resolução Nº 20 – 18 de junho de 1986. In: *Legislação de Conservação da Natureza*. 4ª ed., São Paulo. FBCN/CESP, 720 p.
- CORD – RUWISH, R., KLEINITZ, W. and WIDDEL, F. (1987). Sulfate reducing bacteria and their activities in oil production. *Journal of Petroleum Technology*, p. 97 – 106.

- CROOK, J. (1991). Quality criteria for reclaimed water. *Water Science and Technology*, vol. 24, n.9, p. 109 – 12.
- da COSTA, A. J. M. P. (1992). *Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização, na remoção de matéria orgânica e coliformes fecais*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba,. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- da SILVA, J. L. B.(1992). *Estudo sobre a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização, tratando esgoto doméstico em região de clima tropical*. . Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, 107 p. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- da SILVA, F. J. A. (1994). *Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico no Nordeste do Brasil*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, 185 p (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- da SILVA, J. B. P. (1998). *Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, 130 p (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- de OLIVEIRA (1990). *The performance of deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil*. (Ph.D., Thesis), University of Leeds, U.K. 231 p.
- do NASCIMENTO, R. S. (1996). *Avaliação da remoção de matéria orgânica em reservatório profundo de estabilização*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, 84 p. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- DOR, I., KALINSKY, I., EREN, J. and DIMENTMAN, C. (1987 a). Deep wastewater reservoir in Israel – 1: Limnological changes following self purification. *Water Science and Technology*, vol. 19, n. 12, p. 317 – 322.
- DOR, I., SCHECHTER. H and BROMLEY. H. J.(1987 b). Limnology of a hypertrophic reservoir storing wastewater effluent for agriculture at Kibbutz Na na, Israel. *Hydrobiologia* 150, p 225 – 241.
- ERICKSON, R. G. (1985). An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Research*, vol. 19 n. 8, p. 1047 – 1058.
- ESTEVES, F. A. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Ed. Interciência. FINEP. 576 p.

- ELLIS, K. V. (1983). *Stabilization ponds: Design and operation*. Critical Reviews in Environmental. Control, vol. 13, n. 2, p – 69 – 102.
- FATTAL, B., PUYESKY, Y., EITAN, G. and DOR, I. (1993). Removal of indicator microorganisms in wastewater reservoir in relation to physic – chemical variables. *Water Science and technology*, vol. 27, n. 7 – 8, p. 321 – 329.
- FERRARA, R. A. and AVCI, C. B. (1982). Nitrogen dynamics in waste Stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol. 54 n. 4, p. 361 – 369.
- FERREIRA, I.V.L. (1988). *Contribuição ao estudo do ciclo do enxofre em lagoas de estabilização profundas em série*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, 185 p (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- GOLTERMAN, C. R. and HORNE, A. J. (1983). *Limnology*. New York: McGraw – Hill book Company.
- GLOYNA, E. F. and ESPINO, E. (1969). Sulfide production in waste stabilization ponds. *Journal of Sanitary Engineering Division*. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, vol. 95, p. 607 – 628.
- GUERRERO, R., MONTESINOS, E, PEDROS – ALIO, C. ESTEVE, I. and MAS, J. (1985). Phototrophic sulfur bacteria in two spanish lakes: Vertical distribution and limiting factors. *Limnology and Oceanography*, vol. 5, n. 30 p. 919 – 931.
- HOUNG, H. J. S. AND GLOYNA, E. F. (1984). *Phosphorus models for waste Stabilization ponds*. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 110, n. 3, p. 550 – 561.
- IDELOVITCH, E. and MICHAEL, M. (1981). Nitrogen removal by free Ammonia stripping from high pH ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol.53, n. 9, p. 1391 – 1401.
- JONES, J. G.(1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomassa in fresh water*. Ambleside: Freshwater Biological Association – Scientific Publication. (39).
- JONES, J. G. and LEE, G. W. (1981). Prediction of phosphorus levels in lakes. *JWPCF*, n. 48, p. 2176 – 2182.
- JORGENSEN, B. B. (1982). Ecology of the bacteria of the sulphur cycle with special reference to anoxic – oxic interface environmental. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B*, 298, p. 543 –561.

- JUANICO, M. and SHELEF, G. (1991). The performance of stabilization reservoirs as a function of design and operation parameters. *Water Science and Technology*, vol. 23, n. 7 – 9, p. 1509 – 1516.
- JUANICO, M. and SHELEF, G. (1994). Design, operation and performance stabilisation reservoir for wastewater irrigation in Israel. *Water Research*, vol. 28, n. 1, p. 175 – 186.
- JUANICO, M. (1996). The performance of batch stabilization reservoirs for wastewater treatment, storage and reuse in Israel. *Water Science and Technology*, vol. 33, n. 10 – 11, p. 149 – 159.
- KANDIAH, A. (1988). Quality criteria in using sewage effluent for crop production. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, p. 38 – 51.
- KUENEN, J. G. and BEUDEKER, R. F. (1982). Microbiology of thiobacilli and other sulphur – oxidizing autotrophs mixotrophs and heterotrophs. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B*, 298, p. 473 – 497
- LIRAN, A., JUANICO, M. and SHELEF, G. (1994). Coliform removal in a stabilization reservoir for wastewater irrigation in Israel. *Water Research*, vol. 28, n. 6, p. 1305 – 1314.
- MADIGAN, M. T. (1988). Microbiology, physiology, and ecology of phototrophic bacteria. In: *Biology of Anaerobic Microorganisms*. (Ed. A. J. B. Zehnder). New York: John Wiley & Sons, p. 39 – 111.
- MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley e Sons
- MARA, D. D. e PEARSON, H. W. (1986). Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: *Biotechnology - A Comprehensive Treatise*, vol. 8 (Ed. H. J Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, p. 179 – 206.
- MARA, D. D. e PEARSON, H. W. (1992). Sequential batch-fed effluent storage reservoirs: a new concept of wastewater treatment prior to unrestricted crop irrigation. *Water Science and Technology*, vol.. 26, n. 7-8, p. 1459-1464.
- MARAI, G. V. R. (1970). Dynamic behavior of oxidation ponds. Proceedings of the 2th International symposium for waste treatment lagoons, Kansas City, Missouri, USA, 23 – 25 June, 1970. Laurence (Kansas); University of Kansas, p. 15 – 46.

- MARAIS, G. V. R. (1974). Faecal bacteria kinetics in stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, 100 (EE 1), P. 119 – 139.
- MENDONÇA, S. R. (1985). Critério de projeto para evitar a formação de odores nos coletores de esgotos de grande diâmetro. *Engenharia Sanitária*, vol. 24, n. 3, p. 363 – 366.
- MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATTERS, G. Z.; REED, S. D. and 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), p. 987 – 996.
- MORENO-GRAU, M. D.; SOLER, A.; SAEZ, A. and MORENO-CLAVEL, J. (1984). Thermal simulation of deep stabilization ponds. *Tribune du Cebedeau*, vol. 37, n. 491, Cebedoc, p. 403 – 410.
- MOUTIN, T., GAL, J. Y., EL HALOUANI, H., PICOT, B. and BONTOUX, J. (1992). Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate: Theoretical and experimental results. *Water Research*, vol. 26, n. 11, p. 1077 – 1086.
- PANO, A. and MIDDLEBROOKS, E. J. (1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol. 54, n. 4, p. 344 – 351.
- PFENNIG, N. and TRUPER, H. G. (1981). Isolation of members of the families Chromatiaceae and Chlorobiaceae. In: *The Prokaryotes*, 1. (Ed. M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Truper, A. Balows and H. G. Schlegel). Berlin: Springer, p. 279 – 289.
- PFENNIG, N. and WIDDEL, F. (1982). The bacteria of sulphur cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B*, 298, p. 433 - 441.
- PORCELLA, D. B. and McGAUHEY, P. H. (1972). Response to tertiary effluent in Indian Creek Reservoir. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol. 44, n. 11, p. 2148 – 2161.
- POSTGATE, J. R. (1982). Economic importance of sulphur bacteria. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B*, 298, p. 583 - 600.

- SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*. 4th edition, International Student Edition, McGraw-Hill Book Company, 568
- SHARPLEY, J. M. (1961). *Applied Petroleum Microbiology*. Memphis, Tenn.: Buckman Laboratories, Inc. 196 p.
- SHELEF, G., AZOV, Y., MORAINÉ, R. AND ORON, G. (1980). Algal mass production as an integral part of a wastewater treatment and reclamation system. In: *Algae Biomass*. (Ed. G. Shelef and C. J. Soeder). Amsterdam: Elsevier / North- Holland Biomedical Press, p. 163 – 189.
- SHELEF, G. and JUANICO, M. (1988). *Establishing design and operation criteria of wastewater effluents seasonal reservoirs*. Haifa, Israel: Sherman Center for Research in Environmental and Resources Engineering, Department of Civil Engineering, Israel, Institute of Technology, 50 p. (Second Annual Report to the J. G. I. R. P.).
- SHUVAL, H. I., ADIN, A., FATTAL, B., RAWITZ, E. and YEKUTIEL, P. (1985). *Health effects of wastewater irrigation and their control in developing countries*. Integrated Resource Recovery series GL 1801004. World Bank, Washington, D. C.
- SILVA, S. A. e MARA, D. D. (1979). *Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. ABES, Rio de Janeiro.
- SILVA, S. T. A, SILVA, S. A., de OLIVEIRA, R., PEARSON, H. W., ARAÚJO, A., L. C. (1997). *Biomassa e Diversidade de Gêneros de Algas num Reservatório de Estabilização*. Trabalho apresentado no 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu.
- SPIEGEL, M. R. (1976). *Probabilidade e Estatística*. São Paulo; McGraw – Hill. 580p.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. (1981) *Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*, 2th edition, San Francisco: W.H. Freeman and Company.
- SOLER, A, SÁEZ, J., LLÓRENS, M., MARTÍNEZ, I., TORRELLA, F. and BERNÁ, L. M. (1991). Changes in physico-chemical parameters and Photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self – depuration lagoon. *Water Research*, vol. 25, n. 6, p.689 –695.
- SOMYIA, I. and FUJII, S. (1984). Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. *Water Research*, vol. 20 n. 5, p. 597 – 609.

- SOUZA FILHO, J. E. (1996). *Comportamento de formas de enxofre e Nitrogênio em reservatório profundo de estabilização de esgoto*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, 99 p. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- SOUZA, M. F. N. (1988). *Estudo da influência do tempo de detenção no comportamento de nutrientes ao longo de uma série de lagoas (profundas) de estabilização*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, 185 p. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- STANIER, R. Y., ADELBERG, E. A., INGRAHAM J L (1977). *General Microbiology*. 4th edition. Macmillan Press Ltd, London: Basingstoke, 871 p.
- STRAUSS, M. (1988). Example of wastewater and excreta use practices in agriculture and aquaculture. *IRCWD NEWS*, n. 24/25, p. 1 –3.
- 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*, vol. 74 n.4, p. 383 – 401.
- TRUPER, H. G. and PFENNIG, N. (1981). Characterization and identification of the anoxygenic Phototrophic bacteria. In: *The prokaryotes*. (Ed. M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Truper, A. Balows and H. G. Schegel). Berlin: Springer, p. 299 – 312.
- TRUPER, H. G. and FISCHER, U. (1982). Anaerobic oxidation of sulphur compounds as electron donors for bacterial photosynthesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B*, 298, p. 529 - 542.
- van GEMERDEN, H. (1986). Production of elemental sulfur by green and purple bacteria. *Archives of Microbiology*, 146, p. 52 – 56.
- von SERLING, M. (1996). *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 240 p.
- WHO (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.