

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS E MATÉRIA ORGÂNICA EM
UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS

JOÃO BATISTA PEREIRA DA SILVA
CAMPINA GRANDE – PARAÍBA

1998

**REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS E MATÉRIA ORGÂNICA
EM UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO
TRATANDO ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

JOÃO BATISTA PEREIRA DA SILVA

REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS E MATÉRIA ORGÂNICA EM
UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS

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

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS
Sub-área: ENGENHARIA SANITÁRIA

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


Campina Grande – Pb
Outubro/1998

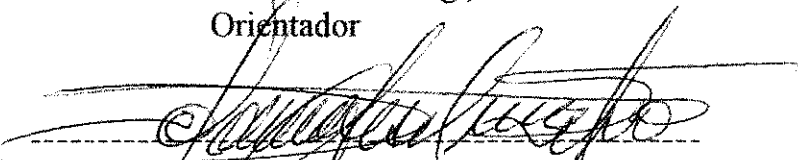
JOÃO BATISTA PEREIRA DA SILVA

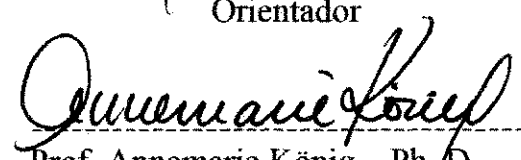
REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS E MATÉRIA ORGÂNICA EM
UM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS

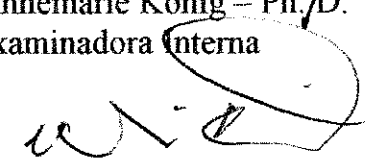
Dissertação aprovada em: 09 / 10 / 98

COMISSÃO EXAMINADORA


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


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


Prof. Annemarie König – Ph. D.
Examinadora Interna


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

Campina Grande - Pb
Outubro/1998

Dedicado aos meus pais,
Lauro e Maria.

AGRADECIMENTOS

Ao Profs. Rui de Oliveira e Salomão Anselmo Silva, pela orientação.

Ao Prof. Carlos Fernandes, pela amizade e apoio recebido.

A todos os professores da área de Engenharia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Civil.

Aos colegas de curso, pelo companheirismo.

Aos funcionários da EXTRABES.

Aos órgãos convenentes:

- Universidade Federal da Paraíba (UFPb);
- Companhia de Água 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 à Pesquisa Técnico-Científica do Banco do Brasil S/A;
- Overseas Development Administration (ODA) – UK.

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

1. OBJETIVO	17
2. REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1 Introdução	18
2.2 Utilização de águas residuárias domésticas para fins agrícolas	19
2.3 Requisitos de qualidade de água residuária na agricultura irrigada	20
2.4 Tratamento de águas residuárias domésticas	21
2.5 Reservatórios profundos de estabilização	22
2.6 Remoção da matéria orgânica presente em águas residuárias domésticas	27
2.6.1 Catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica)	28
2.6.2 Catabolismo fermentativo (fermentação da matéria orgânica)	30
2.6.2.1 Digestão anaeróbia	30
2.7 Remoção de coliformes fecais	34
3. MATERIAIS E MÉTODOS	36
3.1 Descrição do sistema experimental	36
3.2 Operação do sistema	39
3.2.1 Alimentação do reservatório	40
3.2.2 Estabilização (descanso)	40
3.2.3 Esvaziamento	40
3.3 Monitoração	40
3.3.1 Períodos de amostragem	42
3.4 Parâmetros analisados e procedimentos analíticos	44
4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	46
4.1 Caracterização das águas residuárias domésticas utilizadas na alimentação de reservatórios de estabilização na EXTRABES	46
4.2 Datas e períodos característicos dos experimentos levados a efeito no reservatório RE-3	46

4.3 Tratamento estatístico dos dados amostrais	48
4.4 Comportamento dos parâmetros analisados no RE-3 nos experimentos 1 e 2	60
4.4.1 Coliformes fecais	60
4.4.2 Matéria orgânica	67
4.4.3 Sólidos suspensos	79
4.4.4 Alcalinidade total	85
4.4.5 Temperatura	88
4.4.6 Oxigênio dissolvido	95
4.4.7 pH	100
4.4.8 Clorofila "a"	105
5. DISCUSSÃO	107
5.1 Sobre a influência das condições de operação dos dois experimentos	107
5.1.1 Introdução.....	107
5.1.2 A influência das condições de operação sobre a cinética do tratamento ...	107
5.1.3 Fatores que afetam a remoção de matéria orgânica	108
5.1.4 As condições de operação do RE-3 e a cinética de remoção de matéria orgânica. Considerações sobre a natureza da matéria	108
5.1.5 Considerações sobre a temperatura de operação	109
5.1.6 Influência das cargas orgânicas sobre a remoção de matéria orgânica	110
5.1.7 O efeito das cargas orgânicas na operação do RE-3	111
5.1.8 A remoção de coliformes fecais	111
5.1.9 Os limites da carga orgânica	116
5.2 A influência das condições de operação no projeto do reservatório num esquema de tratamento de águas residuárias domésticas para lançamento ou reuso	116
5.3 Usar ou não pré-tratamento das águas residuárias?	119
6. CONCLUSÕES	121
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	123

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Representação esquemática dos processos de catabolismo e anabolismo na oxidação aeróbia	29
Figura 2.2 - Principais rotas de decomposição da matéria orgânica na presença de diferentes aceptores de elétrons	29
Figura 2.3 - Sequências metabólicas envolvidas na digestão anaeróbia e fluxo percentual expresso pela DQO	33
Figura 3.1 - Planta de situação do complexo experimental da EXTRABES	37
Figura 3.2 - Diagrama e fluxo hidráulico do sistema experimental	38
Figura 3.3 - Bomba peristáltica e dispositivo de amostragem	43
Figura 4.1 - Variação temporal de coliformes fecais com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1	51
Figura 4.2 - Variação temporal de coliformes fecais com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados no experimento 1, somente durante a fase de descanso	54
Figura 4.3 - Variação temporal de coliformes fecais com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1	55
Figura 4.4 - Variação temporal de coliformes fecais com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 1, somente durante a fase de descanso	56

Figura 4.5 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da DBO ₅ da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1	58
Figura 4.6 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de coliformes fecais da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1	64
Figura 4.7 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de coliformes fecais da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2 ...	65
Figura 4.8 - Variação temporal de CF com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 2, somente durante a fase de descanso	66
Figura 4.9 - Variação temporal da DBO ₅ com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1	70
Figura 4.10 - Variação temporal da DBO ₅ com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2	71
Figura 4.11 - Variação temporal da DBO ₅ com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1	72
Figura 4.12 - Variação temporal da DBO ₅ com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 2	73
Figura 4.13 - Variação temporal da DBO ₅ com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 1, somente durante a fase de descanso	74

Figura 4.14 - Variação temporal da DBO_5 com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 2, somente durante a fase de descanso	75
Figura 4.15 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da DBO_5 da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2	76
Figura 4.16 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da DQO da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1	77
Figura 4.17 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da DQO da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2	78
Figura 4.18 - Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos nos diferentes níveis da profundidade do reservatório RE-3, durante todo o experimento 1	81
Figura 4.19 - Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos nos diferentes níveis da profundidade do reservatório RE-3, durante todo o experimento 2	82
Figura 4.20 - Variação temporal das concentrações médias de sólidos suspensos na coluna líquida do RE-3, no experimento 1	83
Figura 4.21 - Variação temporal das concentrações médias de sólidos suspensos na coluna líquida do RE-3, no experimento 2	84
Figura 4.22 - Variação temporal de alcalinidade total com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados da coluna líquida, durante todo o experimento 1	86

Figura 4.23 – Variação temporal de alcalinidade total com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados da coluna líquida, durante todo o experimento 2	87
Figura 4.24 - Variação temporal de temperatura da coluna líquida com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1	89
Figura 4.25 - Variação temporal de temperatura da coluna líquida com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2	90
Figura 4.26 - Variação temporal de temperatura da coluna líquida com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1 ..	91
Figura 4.27 - Variação temporal de temperatura da coluna líquida com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 2 ..	92
Figura 4.28 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de temperatura da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1	93
Figura 4.29 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de temperatura da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2	94
Figura 4.30 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1	96

Figura 4.31 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2	97
Figura 4.32 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1	98
Figura 4.33 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 2	99
Figura 4.34 - Variação temporal de pH com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1	101
Figura 4.35 - Variação temporal de pH com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2	102
Figura 4.36 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) do pH da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1	103
Figura 4.37 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) do pH da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2	104
Figura 4.38 - Variação temporal de clorofila “a” com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1	106
Figura 4.39 - Variação temporal de clorofila “a” com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2	106

Figura 5.1 - Variação temporal da DBO_5 com base nos valores médios da
coluna líquida durante os experimentos 1 e 2 114

Figura 5.2 - Variação temporal de coliformes fecais com base nos valores
médios da coluna líquida durante os experimentos 1 e 2 115

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Características físicas do reservatório RE-3	36
Tabela 3.2 – Características operacionais dos experimentos no RE-3	39
Tabela 3.3 – Níveis amostrados durante a monitoração do reservatório RE-3	41
Tabela 4.1 – Dados e períodos característicos dos experimentos 1 e 2 realizados no RE-3 na EXTRABES, entre 27/09/94 e 22/05/95	47
Tabela 4.2 – Tendência central e dispersão de dados amostrais ao longo da profundidade do reservatório RE-3 em quatro datas distintas (a, b, c e d) do período de monitoração do experimento 1	49
Tabela 4.3 – Tendência central e dispersão de dados amostrais ao longo da profundidade do reservatório RE-3 em quatro datas distintas (a, b, c e d) do período de monitoração do experimento 2	50
Tabela 4.4 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de DBO ₅ no experimento 1	57
Tabela 4.5 – Elementos da análise de variância de fator único para os dados da DBO ₅ no experimento 1	57
Tabela 4.6 – Valores da estatística F aplicada aos dados amostrais dos parâmetros analisados nos experimentos 1 e 2 para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios da coluna líquida do reservatório RE-3 ($\alpha=0,05$)	59

RESUMO

O crescimento incontrolável da população mundial e a rápida expansão da urbanização, principalmente nos países em desenvolvimento, tem levado à demanda de quantidades de água cada vez maiores, o que faz com que milhões de pessoas tenham problemas com abastecimento de água e sintam o drama da sua escassez. Isto requer a exploração de recursos adicionais de água e o seu reuso para propósitos não potáveis, como na irrigação, é uma alternativa que deve ser considerada, porque, além de diminuir o consumo de água de boa qualidade para este fim, contribui para a proteção de corpos d'água naturais. Os reservatórios profundos de estabilização, como dispositivos de acumulação e tratamento de águas residuárias brutas e/ou pré-tratadas, podem se tornar uma fonte de água importante e já são usados no mundo, principalmente nos países de clima árido e semi-árido, em instalações que visam a reserva temporária ou o reuso de águas servidas. Este trabalho, cujo principal objetivo foi o estudo da remoção de coliformes fecais e matéria orgânica, especialmente com relação ao seu aspecto cinético, foi desenvolvido dentro de um projeto maior de pesquisa da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários), com vistas à elucidação dos vários aspectos de projeto e operação de reservatórios de estabilização tratando águas residuárias domésticas. Um reservatório de estabilização (RE-3), em escala-piloto, foi operado em regime de batelada, no tratamento da água residuária doméstica da cidade de Campina Grande - Pb, em dois períodos experimentais distintos (de 27/09/94 a 08/03/95 e de 15/03/95 a 22/05/95). Nos dois experimentos foi estabelecido que a massa líquida teria que atingir um padrão sanitário caracterizado pela presença de menos de 100 coliformes fecais/100 ml, em todos os níveis do reservatório. Foi acompanhado o comportamento dos parâmetros coliformes fecais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos, alcalinidade total, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e clorofila *a*, ao longo do tempo e da profundidade do reservatório. Observou-se que o reservatório de estabilização foi capaz de tratar águas residuárias domésticas para atender os padrões comumente exigidos para reutilização na irrigação irrestrita e lançamento em corpos receptores e que o seu desempenho é dependente das condições de operação, particularmente a carga orgânica, definida como o parâmetro mais característico da operação do reservatório. Também foi verificado que os fenômenos de remoção de CF e DBO₅ são dependentes do tempo, sendo sua velocidade de diminuição influenciada por fatores associados às condições de operação, principalmente à carga orgânica.

ABSTRACT

The increase of both population and water per capita rate, particularly in urban areas of developing countries, has demanded increasing volumes of water. Besides, many water sources are unsuitable for use due pollution. In many parts of the world people have problems with water supply and many face scarcity. Nowadays there is a global concern about the necessity of adopting water resources management programs, including reuse of effluents. Wastewater storage and treatment reservoirs (WSTR) could be a low cost alternative for sewage treatment. WSTR are easily operated and besides they may produce a suitable effluent for agricultural irrigation. These reactors were firstly conceived in Israel in the early 1970s and nowadays are used in many countries, particularly in arid and semiarid regions, where climate favours their operation. Since 1994, EXTRABES (Experimental Station for Biologically Treating Sanitary Sewage) have been studying WSTR treating domestic wastewater in northeast Brazil, aiming to obtain regional design parameters and better operational strategies. This work describes the removal of both faecal coliform and organic matter in a WSTR (RE-3) investigated at EXTRABES, emphasizing the aspect of their kinetics. The 6.95 m deep pilot-scale RE-3 was fed with raw sewage and operated as a batch reactor, during two different experimental periods (27/09/94-08/03/94 and 15/03/95-22/05/95) under distinct operational characteristics. After filling, the reservoir was allowed to rest until faecal coliform numbers decreased down to less than 100 cfu/100 ml in the water column. Faecal coliform, BOD₅, COD, suspended solids, total alkalinity, pH, temperature, dissolved oxygen and chlorophyll *a* were measured throughout the water column during the whole experiments. RE-3 was shown efficient in both faecal coliform and BOD₅ removal being these reductions time dependent and their velocities influenced by factors associated to the operational conditions, mainly organic loading which was found to be the most characteristic parameter in the operation of the reservoir.

1. OBJETIVO

O objetivo deste trabalho de pesquisa foi estudar as remoções de coliformes fecais e matéria orgânica de águas residuárias domésticas brutas, tratadas em reservatórios profundos de estabilização, operando em regime de batelada, com vistas à sua utilização na irrigação irrestrita ou lançamento em corpos receptores.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Introdução

Hoje em dia, a preocupação com a escassez de água no mundo torna-se cada vez maior, especialmente nas regiões áridas e semi-áridas de países em desenvolvimento, onde ela se constitui um fator limitante ao seu progresso.

O aumento gradual da demanda de água nesses países deve-se, principalmente, ao rápido e desordenado crescimento populacional e demográfico, juntamente com o aumento da urbanização, devido às migrações massivas para as cidades. Atualmente, segundo a ONU (Organização das Nações Unidas), a população mundial excede os 5 bilhões de habitantes e aumenta em mais de 90 milhões de pessoas a cada ano. Desse crescimento, 90% se dá em países em desenvolvimento da África, América Latina e Ásia, principalmente na China e Índia, sendo que 45% ocorre em áreas urbanas. As previsões indicam que no ano 2050 existam entre 7,8 e 12,5 bilhões de habitantes no planeta e que mais de 60% dessa população seja urbana (Nanne, 1996).

Do volume total de água na Terra, que é de $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$, compreendendo os oceanos, lagos, rios, geleiras, e atmosfera (vapor d'água), apenas 0,8% estão disponíveis como água doce e somente 0,00378% para consumo humano, o que faz com que milhões de pessoas não tenham acesso a água potável e sintam o problema da escassez (la Rivière, 1989).

O crescimento explosivo da população conduz à demanda de maiores quantidades de água e de comida e, além de aumentar o consumo na agricultura (que é de 73% de toda a água doce imediatamente disponível) (*Ibid.*), aumenta também a quantidade de água residuária produzida, mas, em contrapartida, diminui ainda mais a quantidade de água disponível para consumo humano.

Os valores acima relatados ressaltam a necessidade urgente de serem buscados recursos adicionais de água. A utilização de águas residuárias domésticas

devidamente melhoradas para fins agrícolas é uma alternativa viável e que já vem sendo utilizada em várias regiões áridas e semi-áridas do mundo (Serageldin, 1994).

2.2 Utilização da água residuária doméstica para fins agrícolas

De toda a água residuária produzida no mundo, 95% dela é lançada para o ambiente sem qualquer tratamento (Niemiczynowicz, 1977), constituindo-se num grave problema, acarretando sérios inconvenientes, pois muitas águas interiores (rios, lagos, etc.) recebem essas águas residuárias e, provavelmente, serão usadas para consumo humano, intencionalmente ou não.

Por outro lado, estima-se que mais de 3 bilhões de pessoas não têm acesso a saneamento básico, resultando numa alta incidência de doenças de veiculação hídrica, com altos índices de enterites e outras doenças diarréicas, febre tifóide, cólera e hepatite. Anualmente, 3,5 bilhões de pessoas contraem essas doenças diarréicas, sendo que 3,3 milhões chegam a morrer (WHO, 1989).

A utilização em grande escala, direta ou indiretamente, de águas residuárias, tratadas ou não, na irrigação, é uma prática comum em todo o mundo, principalmente nos países de clima tropical, onde existem problemas de escassez de água, como ocorre no Chile, México e Perú (Bartone, 1985), no Reino Unido, Estados Unidos, Alemanha, Japão, Índia, Israel e África do Sul (Shuval, 1977, *apud* Peng *et al.*, 1995), na China, com mais de 1,33 milhões de hectares irrigados (Wang, 1984) e outros países.

O reuso da água na agricultura irrigada cada vez mais se torna uma questão imperiosa pois, além de provocar uma diminuição no consumo de água de boa qualidade para este fim, também elimina uma fonte potencial de contaminação de águas subterrâneas e superficiais, minimizando o impacto ambiental e controlando as doenças de veiculação hídrica, dos trabalhadores do campo, daqueles que manuseiam os alimentos e do consumidor final. Outro fato que deve ser levado em consideração é o alto conteúdo de nutrientes presentes na água residuária doméstica (P, N, K e C), que podem ser usados em substituição aos fertilizantes

comerciais, aumentando a produção das culturas irrigadas, com retorno econômico, pois as águas residuárias tratadas fornecem aproximadamente 2/3 dos nutrientes de que as plantas necessitam (Ayers e Westcot, 1991).

2.3 Requisitos de qualidade da água residuária na agricultura irrigada

O uso de águas residuárias domésticas na agricultura deve ser feito obedecendo a critérios pois estas contêm muitas impurezas e, dependendo de suas características, podem ser potencialmente perigosas e acarretar sérios problemas ambientais, como a lixiviação do nitrato, aumento de elementos tóxicos no solo e nas plantas e riscos à saúde humana, com transmissão de doenças através de microrganismos patogênicos (Vasquez - Montiel *et al.*, 1996). No entanto, estes problemas podem ser mínimos se a água residuária for adequadamente melhorada antes de ser usada.

Se a água tratada resultar em um efluente de qualidade microbiológica e físico-química aceitável, poderá ser usada na irrigação de culturas. A qualidade físico-química geralmente estará dentro dos padrões exigidos pela FAO (Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação) para águas de irrigação (WHO, 1989) e será necessário apenas checar sua condutividade elétrica, a taxa de adsorção de sódio e o seu conteúdo de boro. A qualidade microbiológica é muito mais importante e as diretrizes recomendadas pela OMS devem ser obedecidas (Mara e Pearson, 1992).

De acordo com os critérios da OMS existem dois indicadores para indicar a qualidade higiênica de um efluente: os coliformes fecais (CF) e os ovos de helmintos. Segundo a mesma organização, para que se possa aplicar irrigação irrestrita (irrigação de culturas que se consomem cruas, campos esportivos e parques públicos), os valores recomendados são de que a água residuária deve conter menos de 1000 coliformes fecais por 100 mililitros e o número de ovos de helmintos seja menor do que 1 por litro (WHO, 1989). Esses padrões da OMS para utilização na

irrigação irrestrita, correspondem aos padrões nacionais para corpos d'água de Classe 2, após a diluição esgoto/corpo receptor (Resolução CONAMA nº 20/86).

A utilização de águas residuárias na irrigação também tem seus efeitos sobre os solos e as culturas no que diz respeito à salinidade, sodicidade, nutrientes e oligoelementos e, por isso, deve ser cuidadosamente planejada (Ayers e Westcot, 1991).

O método utilizado para irrigar também pode gerar problemas, podendo haver contaminação do ar, solo e plantas das áreas vizinhas. Dependendo do terreno e do tipo de cultura, os efluentes tratados podem ser aplicados por sulcos para não contaminar o ar ou a parte superior das plantas. A subirrigação por tubulações e a irrigação por gotejamento são os métodos mais seguros e os que apresentam menos riscos de contaminação, mas têm a desvantagem de serem onerosos e causar a obstrução dos emissores de água e tubulações pelos sedimentos e crescimento microbiano; já a irrigação por aspersão tem maior potencial de provocar a contaminação microbiana do ar e das culturas (*Ibid.*).

Os resultados de estudos feitos por Oron *et al.* (1992), utilizando água residuária tratada em nível secundário na irrigação de culturas comestíveis indicaram que a contaminação do solo e das plantas foi mínima quando foi aplicada a irrigação por gotejamento, mas foi máxima quando a irrigação por aspersão foi utilizada.

2.4 Tratamento de águas residuárias domésticas

As águas residuárias domésticas contêm cerca de 99,9% de água e os 0,1% restantes (sólidos orgânicos, suspensos e dissolvidos e microrganismos) são os responsáveis pelo inevitável tratamento dessas águas (Mara, 1976).

A atual necessidade de melhorar a qualidade dos efluentes é consequência da maior e mais complexa mistura de poluentes contidos no esgoto moderno, como também do crescente interesse pela proteção ambiental, deve-se

também à carência de estações de tratamento de esgotos e aos padrões de qualidade exigidos para a irrigação com água residuária (Juanico, 1996).

Os processos convencionais de tratamento de águas residuárias, segundo especialistas que participaram de um encontro organizado pela OMS em Engelberg, Suíça, em 1985, geralmente, não são eficazes ou confiáveis na redução de patógenos. Foi reafirmada a recomendação do uso de lagoas de estabilização, que produzem efluentes de qualidade sanitária adequada para serem usados na irrigação irrestrita, especialmente indicadas em países tropicais e subtropicais, onde o clima é favorável. Foi recomendado, também, o desenvolvimento de outros processos alternativos de baixo custo, que requeiram menos terreno e sejam capazes de produzir efluentes que atendam aos padrões exigidos para que possam ser utilizados na agricultura (IRCWD, 1985; WHO, 1989).

2.5 Reservatórios profundos de estabilização

Nos países de clima árido e semi-árido o uso de reservatórios profundos de estabilização é uma alternativa viável para o armazenamento e tratamento de águas residuárias brutas, podendo ser usados com sucesso associados ou não, a lagoas de estabilização, pois além de requererem menos terreno, também são capazes de produzir efluentes que obedecem às diretrizes de qualidade sanitária recomendadas pela OMS. Outra vantagem dos reservatórios é que eles armazenam os efluentes para serem usados em outras épocas do ano, além do período normal de irrigação. Comparando com outros processos de tratamento, os reservatórios profundos são, de longe, a técnica de armazenagem mais apropriada (Mara, 1996).

Os primeiros reservatórios foram desenvolvidos em Israel há quase trinta anos (Juanico & Shelef, 1994), onde a disponibilidade de água é muito limitada, inicialmente apenas com o intuito de armazenar suas águas residuárias nos períodos chuvosos para, no verão, serem usadas na irrigação. Só depois de algum tempo é que foi percebido que a água residuária armazenada saía muito melhorada e daí, é que foi notado a capacidade de tratamento que os mesmos possuíam.

Os reservatórios profundos de estabilização são sistemas que, além de realizarem um tratamento comparável a um reator terciário (em termos de remoção de patógenos) melhorando a qualidade da água residuária, servem como uma importante fonte de água rica em fertilizantes (nitrato e fosfato) para a agricultura. Além do mais, eles requerem pouco controle de operação e manutenção, tendo se tornado cada vez mais populares em Israel (Dor *et al.*, 1987). Uma característica desses reservatórios naquele país é sua considerável profundidade (entre 5,5 e 15 m) e volume de armazenamento entre 50.000 e 5 milhões de metros cúbicos (Juanico e Shelef, 1994).

Os reservatórios de estabilização típicos de Israel possuem um ciclo contínuo de esvaziamento-enchimento-esvaziamento. A entrada de água residuária é contínua durante todo o ano, sendo interrompida quando este enche, no final do inverno, por 1 ou 2 meses, até o início do período de irrigação. Quando a irrigação começa, novas águas residuárias entram no reservatório, mas como a descarga é muito intensa, ele é esvaziado em 2 ou 3 meses. Os parâmetros operacionais, como as taxas de entrada e saída de água, o nível da massa líquida, a área e o volume do reator, o tempo de detenção hidráulica e as cargas orgânicas volumétrica e superficial, variam durante o ano (regime não-permanente)

Segundo Juanico (1995), o desempenho dos reservatórios existentes em Israel é determinado pelo seu regime operacional: fluxo contínuo simples ou em série, de batelada sequencial em série ou em paralelo, de batelada semi-sequencial e outras combinações destas formas básicas. As principais características de cada regime, são:

- **fluxo contínuo:** os reservatórios que operam em regime de fluxo contínuo podem ser únicos ou associados em série, recebem água residuária durante todo o ano e descarregam seus efluentes contínua ou periodicamente. Os de fluxo contínuo simples produzem efluentes de qualidade variável, pois mesmo durante o período de descarga eles continuam a receber água residuária, o que faz com que parte do efluente liberado seja praticamente bruto, devido ao reduzido tempo de detenção dentro do reservatório. Este tipo de reservatório é uma boa alternativa

quando não se deseja uma qualidade muito boa da água ou quando o mesmo for usado somente para propósitos de armazenagem;

- **batelada sequencial:** no regime de batelada sequencial os reservatórios também são abastecidos durante o ano todo, mas possuem um período de descanso, onde não há entrada nem saída de água residuária. O efluente é de boa qualidade durante todo o período de descarga, pois a entrada de água é interrompida antes que a saída seja aberta. No entanto, esses reservatórios são relativamente grandes e sua operação é mais complicada. Quando dispostos em paralelo, deve existir no mínimo 3 unidades em operação, de modo que um deles enche, um descansa e o outro esvazie. A qualidade do efluente é baixa em relação ao tamanho total das unidades, entretanto, seu desempenho é melhor quando é exigida a liberação do efluente durante todo o ano. Quando dispostos em série, a entrada de água pode ser sempre para o mesmo reservatório da série ou, alternativamente, para os outros; no primeiro caso, o segundo reservatório nunca recebe água residuária diretamente, mas sempre do primeiro reservatório, o que faz com que a carga orgânica do primeiro seja alta em alguns casos, apesar de produzir um efluente de boa qualidade; no segundo caso, a saída de água será sempre do último reservatório, que estava em fase de descanso, o que faz com que a carga orgânica seja melhor distribuída entre os reservatórios. Quando é requerida descarga periódica, os reservatórios de batelada sequencial em série são mais econômicos do que aqueles operando em paralelo;

- **batelada semi-sequencial:** no regime de batelada semi-sequencial, a entrada de água residuária é interrompida quando o mesmo está cheio e, simultaneamente, a saída é aberta para o esvaziamento, não havendo período de descanso. Este tipo de reservatório confere resultados muito bons quando o período de descarga é curto. Quando dispostos em paralelo são mais econômicos do que os de batelada sequencial.

A maioria dos sistemas israelenses, durante o período de irrigação, misturam seus efluentes com o afluente bruto ao encher os reservatórios, resultando numa constante redução na qualidade da água de irrigação, de modo que estas só podem ser usadas para irrigação restrita (culturas de cereais, culturas industriais, culturas de forrageiras, pastos, árvores), pois as culturas recebem efluentes de baixa qualidade. Mara e Pearson (1992), propuseram uma modificação nesses sistemas, considerando o uso de 3 ou 4 reservatórios em paralelo, operando em regime de batelada sequencial e cada um deles com um ciclo de enchimento-descanso-esvaziamento. Assim, a água residuária tratada não se mistura com o afluente de baixa qualidade, além de permitir, durante o período de descanso, que o número de coliformes fecais caia para menos de 1000/100 mL, fazendo com que o efluente possa ser usado na irrigação irrestrita.

Como a tecnologia dos reservatórios é relativamente recente e ainda pouco desenvolvida, não se tem um conjunto representativo de dados empíricos através do qual possam ser concebidos elementos de engenharia suficientes para melhorar os critérios de projeto e operação. Em Israel, esses critérios seguem uma prática não-sistemática, baseada em experiências locais de erros e acertos (Juanico e Shelef, 1994).

Para se determinar a capacidade de armazenamento (volume máximo) dos reservatórios, faz-se um balanço hídrico entre os ganhos (entrada de água por escoamento superficial e por precipitação pluviométrica) e perdas (evaporação e infiltração), quando não está havendo irrigação. Como certa quantidade de água residuária permanece no reservatório no final do período de irrigação, devido à impossibilidade de bombeá-la sem dragar os sedimentos do fundo, é necessário acrescentar no balanço hídrico um volume adicional, proporcional a quantidade de lodo que sedimenta. Nas regiões semi-áridas, como em Israel, onde as perdas por evaporação são altas (mais de 15% da água que entra no reservatório), é recomendada uma pequena relação área/volume, para minimizar essas perdas e, conseqüentemente, diminuir a salinidade do efluente remanescente. No projeto também deve ser levada em consideração a carga orgânica do reservatório, pois esta

determina seu estado de aerobiose/anaerobiose. Em Israel, uma média anual de 50 kgDBO₅/ha.dia é a máxima permitida para que não haja emissão de odores ofensivos (*Ibid.*).

A profundidade pouco comum dos reservatórios pode dificultar o processo de mistura vertical desses sistemas, ocasionando uma estratificação térmica da coluna d'água e afetando a distribuição de nutrientes e oxigênio dissolvido na massa líquida (Moreno-Grau *et al.*, 1984). No entanto, no cálculo dos parâmetros hidráulicos dos reservatórios, é admitido que o sistema se comporta como de mistura completa, uma situação nem sempre válida, devido à estratificação térmica permanente ou temporária que ocorre no verão (Juanico e Shelef, 1991). Em estudos feitos por Argaman *et al.* (1988) e Moreno *et al.* (1988), *apud* Juanico e Shelef (1994), sobre o modelo de fluxo hidráulico de reservatórios em Israel, utilizando diferentes traçadores, foi concluído que quando estes estão operando em estado de fluxo contínuo, permanecem completamente misturados.

Quando devidamente projetados e operados, os reservatórios em regime de batelada sequencial, em série ou em paralelo, são eficientes na remoção de DBO₅, DQO, SST e detergentes, com uma redução acima de 1 unidade logarítmica e de coliformes fecais acima de 5 unidades logarítmicas. Também é obtida significativa remoção de metais pesados, bacteriófagos e alguns outros poluentes. Estas expressivas remoções, resultam em efluentes de boa qualidade, associadas a uma liberação controlada, permitindo uma ampla rotação de culturas e fácil manejo de irrigação (Juanico, 1996).

Os reservatórios profundos de estabilização também podem ser usados como alternativa para regularização de vazão de cursos d'água, desde que sejam cumpridos os padrões de lançamento de despejos nestes corpos aquáticos, em relação às quantidades de matéria orgânica e sólidos suspensos. A introdução de matéria orgânica resulta num consumo de oxigênio dissolvido e suas conseqüências do ponto de vista ambiental, como condições sépticas e mortandade de peixes. Altas concentrações de sólidos suspensos têm sido diretamente associadas a vários

problemas, como por exemplo, problemas estéticos, adsorção de poluentes, proteção de patógenos e depósitos de lodo, que causam o assoreamento de cursos d'água.

Os valores máximos recomendados para lançamento no mundo são , em termos de DBO_5 , 30 mg/l nos EUA , 20 mg/l no Reino Unido (Bartone ,1986) e 25 mg/l na Europa (CEC, 1991) e para sólidos suspensos, 30 mg/l nos EUA e Reino Unido (Bartone, 1986) e até 150 mg/l na Comunidade Econômica Européia, referindo-se este último limite expressamente a efluentes de lagoas (CEC, 1991), podendo, no entanto, ser estendido a efluentes de processos que lhe sejam similares.

Além de Israel, onde existem cerca de 130 reservatórios de estabilização em operação, a tecnologia dos reservatórios está sendo introduzida em outros países, como Espanha, Alemanha, EUA, México e Tunísia, onde já se encontram em operação, em escala real. No Brasil, desde 1994, a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) vem desenvolvendo pesquisas em reservatórios em escala piloto.

2.6 Remoção da matéria orgânica presente em águas residuárias domésticas

A matéria orgânica presente nos esgotos é a principal causa dos problemas de poluição das águas, sendo de grande interesse para a Engenharia Sanitária e Ambiental e sua remoção constitui-se num dos principais objetivos dos processos de tratamento de esgotos.

A matéria orgânica pode ser considerada como estando parte em solução, correspondente aos sólidos orgânicos dissolvidos (na sua maioria rapidamente biodegradáveis) e parte em suspensão, relativa aos sólidos em suspensão no meio líquido (lentamente biodegradáveis) e sua remoção ocorre pela conversão de suas macromoléculas orgânicas complexas (proteínas, carboidratos e lipídios) em produtos minerais inertes (estabilização), através da interação entre vários grupos de microrganismos (principalmente bactérias, protozoários, fungos e algas) que utilizam a matéria orgânica como fonte de energia ou de carbono para

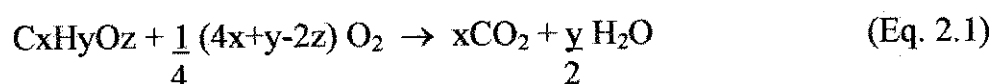
sintetizar novas células. A utilização do material orgânico por esses organismos, principalmente pelas bactérias heterotróficas (metabolismo bacteriano), se dá através de dois processos bioquímicos simultâneos, denominados catabolismo (ou desassimilação), para produção de energia e anabolismo (ou assimilação), quando há formação de material celular a partir da matéria orgânica, ou seja, o material orgânico é transformado e incorporado na massa celular. Como o anabolismo é um processo que consome energia para sintetizar o material celular, só é viável se o catabolismo também ocorrer, pois essa energia é obtida pelos microrganismos através da oxidação catabólica. Por outro lado, sem anabolismo a sobrevivência desses microrganismos seria impossível, o que torna esses processos interdependentes.

A massa celular formada no anabolismo contém material biodegradável que é oxidado (respiração endógena) e o restante é material não-biodegradável (resíduo endógeno). A Figura 2.1 mostra uma representação esquemática do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e decaimento bacteriano em condições aeróbias.

O catabolismo se divide em dois tipos essencialmente diferentes: catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e catabolismo fermentativo (fermentação da matéria orgânica).

2.6.1 Catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica)

O catabolismo oxidativo é uma reação de oxi-redução na qual a matéria orgânica (reduzora) é oxidada por um oxidante que está presente no meio líquido (oxigênio, nitrato ou sulfato). Genericamente, a oxidação de um composto orgânico ($C_xH_yO_z$), utilizando o oxigênio como oxidante pode ser expressa da seguinte forma (van Haandel & Lettinga, 1994):



Dependendo do agente oxidante utilizado (aceptor de elétrons), a decomposição da matéria orgânica pode seguir caminhos diferentes, como ilustrado na Figura 2.2.

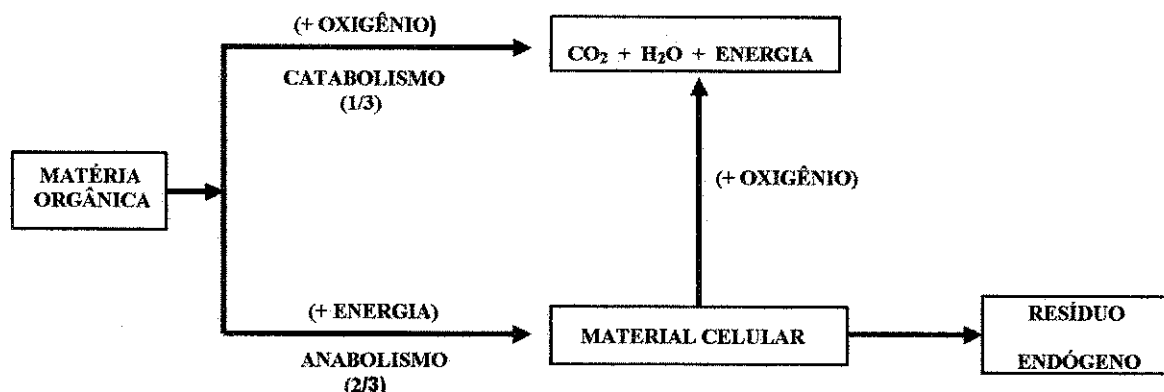


Figura 2.1 - Representação esquemática dos processos de catabolismo e anabolismo na oxidação aeróbia.
Fonte: Mara (1976).

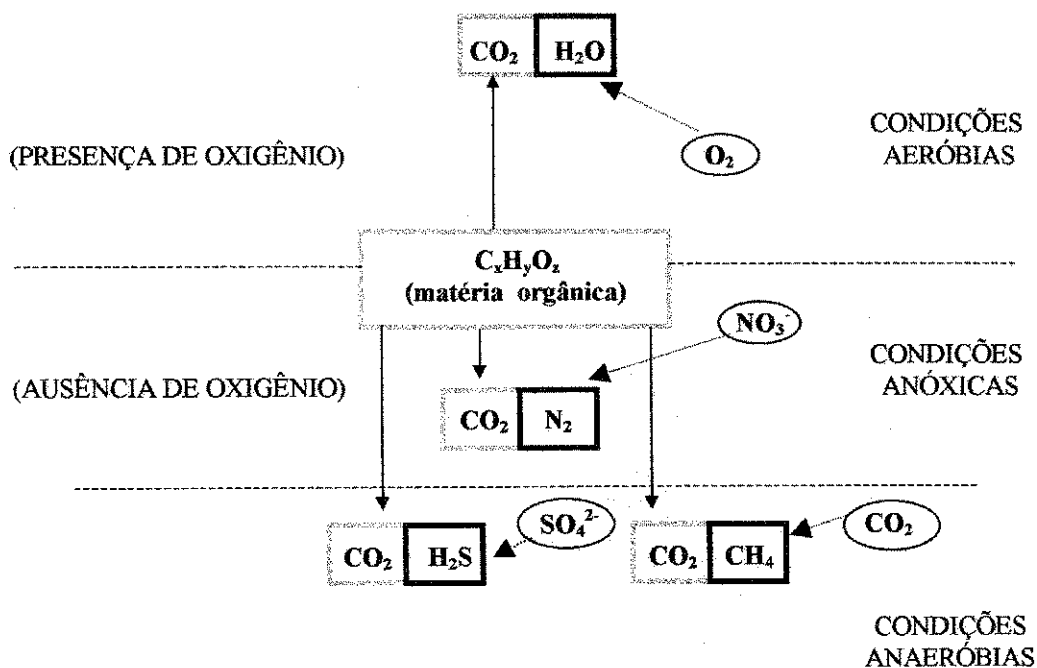


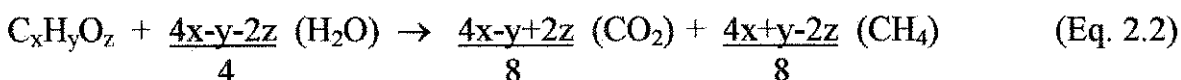
Figura 2.2 - Principais rotas de decomposição da matéria orgânica na presença de diferentes aceptores de elétrons.
Fonte: von Sperling, 1996.

2.6.2 Catabolismo fermentativo (fermentação da matéria orgânica)

No catabolismo fermentativo não há a presença de um oxidante, sendo que o processo ocorre devido ao rearranjo de elétrons na molécula fermentada, de tal forma que se formam no mínimo dois produtos. Geralmente, para que se formem produtos estabilizados (isto é, não mais suscetíveis à fermentação), são necessárias várias fermentações sequenciais (van Haandel e Lettinga, 1994). Um processo fermentativo muito importante é a digestão anaeróbia, pois ela é considerada como uma última fermentação, ou seja, seus produtos finais são estáveis.

2.6.2.1 Digestão anaeróbia

Na conversão da matéria orgânica em condições anaeróbias (digestão anaeróbia) há a produção de dióxido de carbono (forma mais oxidada) e de metano (forma mais reduzida), que são estáveis e não podem mais ser fermentados, resultando numa efetiva remoção da matéria orgânica. Para um composto orgânico $C_xH_yO_z$, a digestão anaeróbia pode ser expressa de uma forma genérica como (van Haandel e Lettinga, 1994):



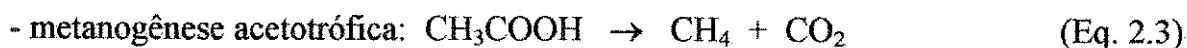
Segundo Gujer e Zehnder (1983), citados por van Haandel e Lettinga (1994), a digestão anaeróbia da matéria orgânica contida nas águas residuárias domésticas desenvolve-se em quatro fases distintas:

- **Fase hidrolítica (hidrólise):** as bactérias hidrolíticas fermentativas degradam as proteínas através de peptidases formando aminoácidos, transformam os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e convertem os lipídeos em ácidos graxos de longas cadeias (C_{15} a C_{17}) e glicerina;
- **Fase acidogênica:** os compostos dissolvidos na primeira fase são absorvidos por bactérias fermentativas denominadas acidogênicas (na sua maioria estritamente anaeróbias, mas algumas facultativas) e excretados como compostos

orgânicos simples, como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , etc. Nesta etapa não há remoção da matéria orgânica, somente conversão da mesma;

- **Fase acetogênica:** as bactérias acetogênicas utilizam os compostos formados na acidogênese convertendo-os em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, que são os substratos para as bactérias produtoras de metano;

- **Fase metanogênica:** o metano é produzido a partir da redução do ácido acético, pelas bactérias metanogênicas acetotróficas, ou a partir da redução do dióxido de carbono, pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas, de acordo com as seguintes reações catabólicas:



Nesta fase, a matéria orgânica é novamente convertida, sendo que o metano produzido é transferido para a atmosfera na forma de biogás, tendo-se assim, a remoção da matéria orgânica. A Figura 2.3 ilustra a seqüência de processos metabólicos na digestão anaeróbia da matéria orgânica.

A digestão anaeróbia também pode ser explicada, simplificada, pelo modelo de duas fases, descrito por vários autores, onde os três primeiros processos juntos (hidrólise, acidogênese e acetogênese) são chamados de fermentação ácida, complementada pela fermentação metanogênica.

A remoção do material orgânico biodegradável é uma função do tempo, sendo sua velocidade influenciada por uma série de fatores, tais como: natureza da matéria orgânica, condições ambientais adequadas aos mecanismos de remoção, como por exemplo, temperatura e pH, tamanho da população de organismos degradadores, intensidade de contato entre a biomassa e o material orgânico, presença de nutrientes e substâncias tóxicas. A temperatura é o fator ambiental mais citado como influenciador na cinética de remoção de matéria

orgânica, pois ela limita a taxa de digestão, diminuindo muito sua eficiência à medida que a temperatura cai. Segundo Sawyer *et al.* (1994), os microrganismos anaeróbios são bastante sensíveis a variações de temperatura, o que influi diretamente no projeto de reatores, particularmente na área da digestão de lodos.

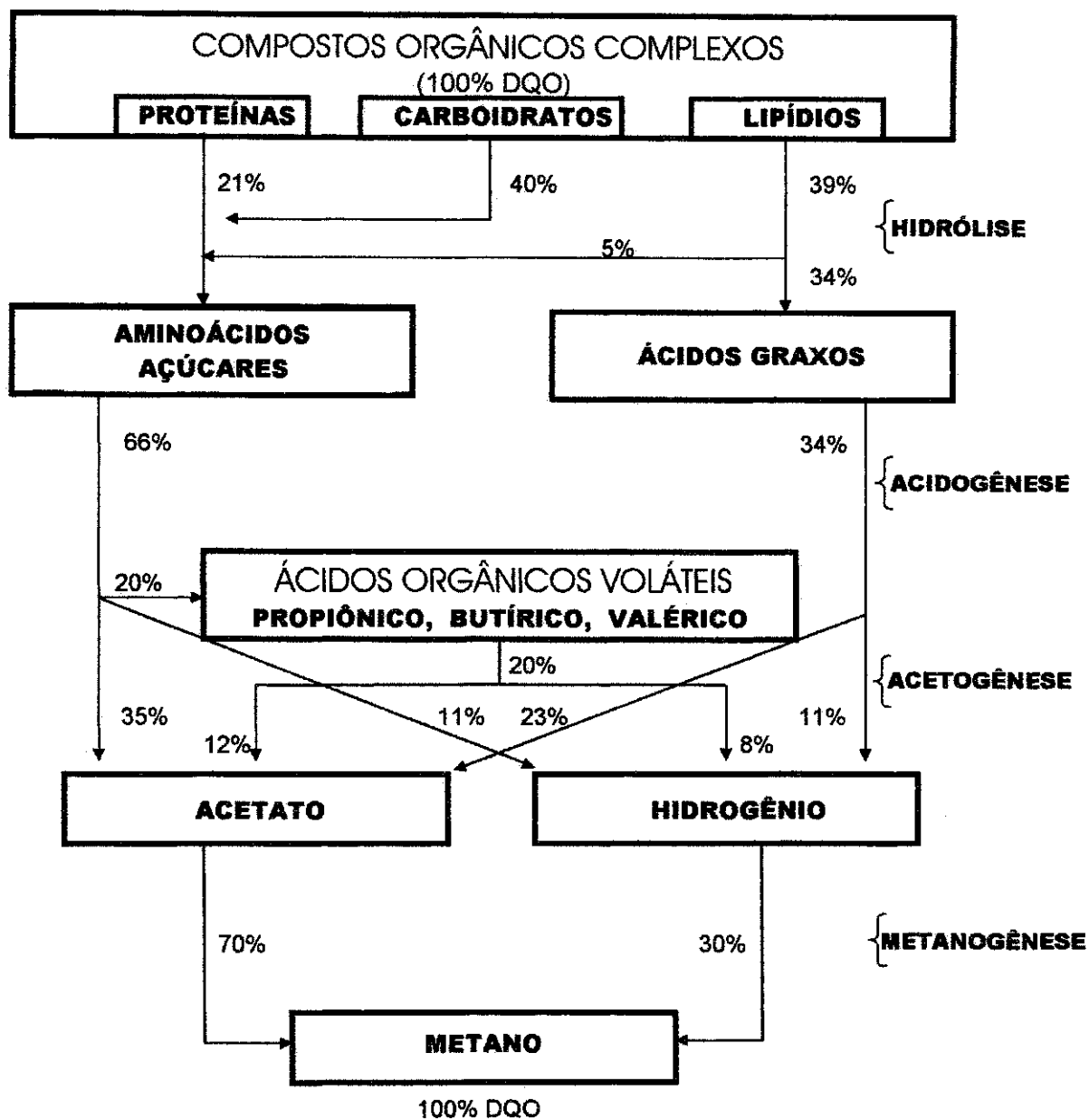


Figura 2.3 - Seqüências metabólicas envolvidas na digestão anaeróbia e fluxo percentual expresso pela DQO.

Fonte: Gujer e Zehnder, 1983, *apud* van Haandel e Lettinga, 1994).

2.7 Remoção de coliformes fecais

Um dos principais objetivos do tratamento de águas residuárias consiste na remoção de organismos patogênicos, principalmente quando essa água vai ser utilizada na irrigação de culturas ou lançada em corpos receptores.

Como os organismos patogênicos presentes nos esgotos, responsáveis pela transmissão de várias doenças, são numerosos (incluem vírus, bactérias, protozoários e helmintos) e de detecção trabalhosa e demorada, o subgrupo das bactérias coliformes fecais (CF) é usado como o indicador de poluição fecal mais importante e confiável da qualidade sanitária da água, sendo associada ao seu número uma maior ou menor probabilidade da presença de organismos patogênicos.

A remoção de CF é, também, uma função do tempo, sendo que, segundo alguns autores, diversos fatores contribuem para a remoção de coliformes fecais das águas residuárias, dentre os quais os principais são: temperatura, radiação solar, elevados valores de pH (principalmente acima de 9,0), altas concentrações de oxigênio dissolvido (especialmente níveis de supersaturação), efeito de toxinas produzidas por algas e outros, como predação, competição, sedimentação, potencial de oxi - redução, inanição e escassez de nutrientes orgânicos. Para outros autores, alguns desses fenômenos podem atuar simultaneamente (sinergisticamente) e com diferentes graus de importância.

O decaimento dos CF presentes nas águas residuárias, como acontece com a matéria orgânica, é comumente descrita como seguindo uma cinética de primeira ordem, representada por equações do tipo $N = N_0 \cdot e^{-K_b t}$, onde a taxa específica de decaimento de CF (K_b) indica a velocidade média de remoção desses indicadores.

Quando a água residuária tratada é utilizada diretamente na irrigação irrestrita, os valores recomendados, segundo a Organização Mundial de Saúde, são menores do que 1000 CF/100 ml e 1 ovo de nematóide/litro (WHO, 1989). Esses mesmos valores correspondem aos padrões brasileiros para corpos d'água de Classe

2, após a diluição esgoto/corpo receptor (Resolução CONAMA nº 20/86), embora não existam padrões nacionais para lançamento.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição do sistema experimental

O sistema experimental, em escala-piloto, consistiu de um reservatório de estabilização (RE-3), localizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), na cidade de Campina Grande (latitude 7°13'11" sul, longitude 35°52'31" oeste e altitude média de 550 metros), cuja planta de situação é mostrada na Figura 3.1.

O reservatório, cilíndrico e de concreto armado, foi adaptado de um digestor anaeróbio secundário da antiga estação de tratamento de esgotos da cidade ("Antiga Depuradora"), que estava desativado há mais de vinte anos, no qual foi feita uma limpeza, recolhendo-se sua sucata e retirando-se toda a água e alguma vegetação do seu interior. A estanqueidade do mesmo foi verificada e corrigida, impermeabilizando-se sua base com uma combinação de cimento e asfalto quente. Foram construídos um pilar central, uma ponte de amostragem e uma escada externa de acesso à ponte. A Tabela 3.1 apresenta as características físicas do reservatório e a Figura 3.2 ilustra o sistema experimental.

Tabela 3.1 - Características físicas do reservatório (RE-3).

PARÂMETRO	DIMENSÕES
Diâmetro interno	10,76 m
Profundidade total	6,95 m
Profundidade de trabalho (massa líquida)	6,20 m
Área superficial	90,94 m ²
Volume máximo de trabalho	591,13 m ³

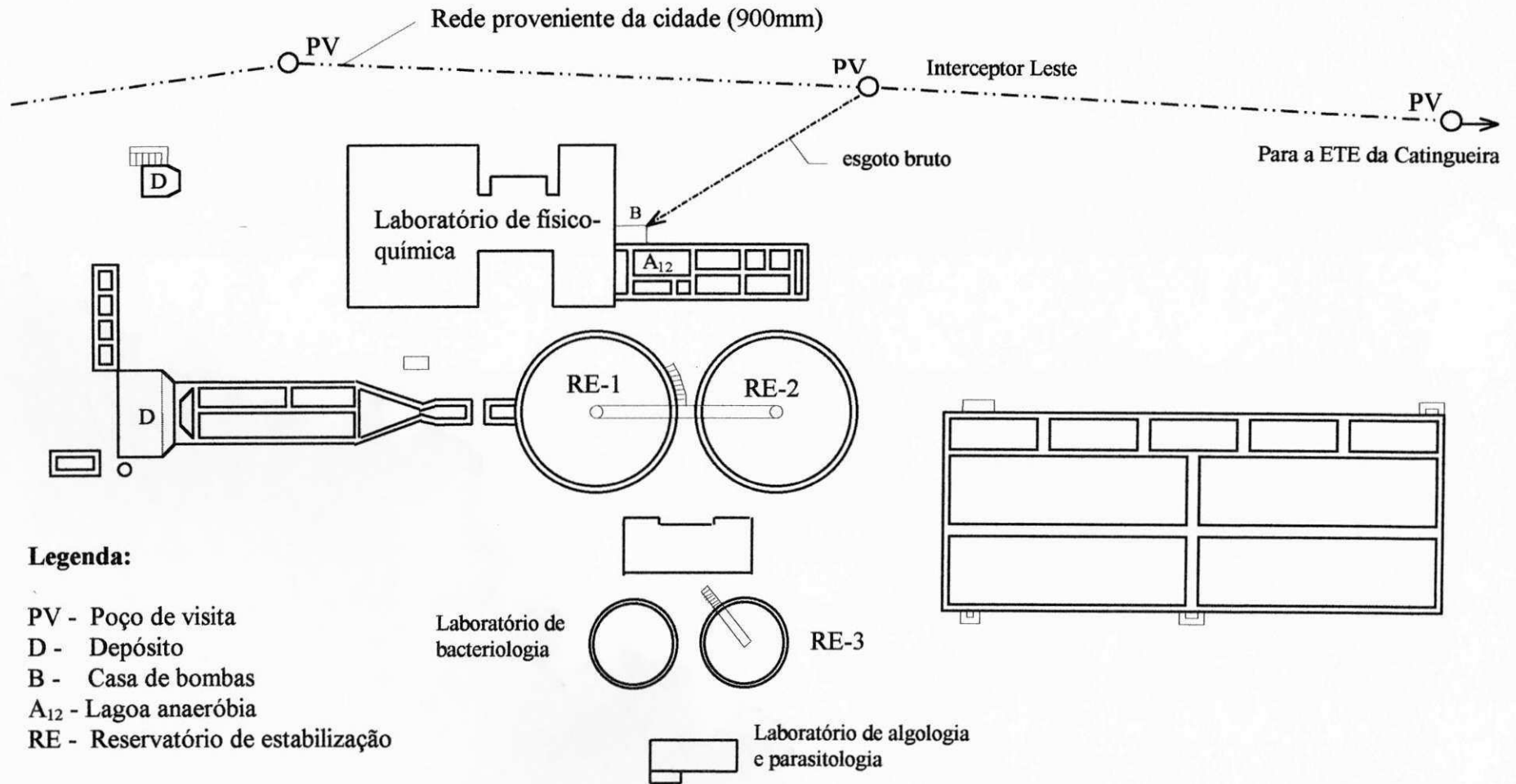


Figura 3.1 - Planta de situação do complexo experimental da EXTRABES.

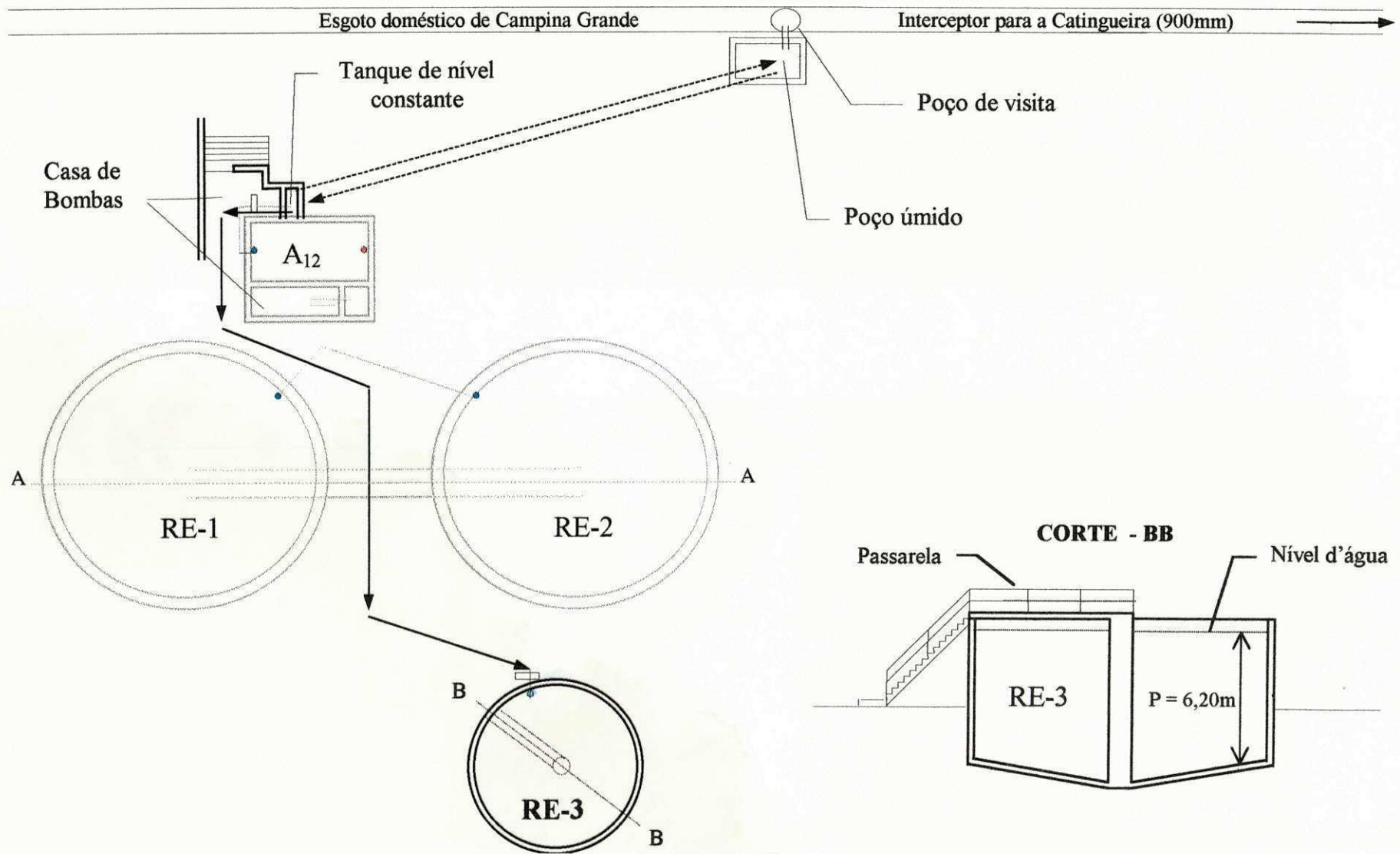


Figura 3.2 - Diagrama e fluxo hidráulico do sistema experimental.

Foram realizados dois experimentos distintos, cujas características estão apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Características operacionais dos experimentos no reservatório RE-3.

CARACTERÍSTICAS	EXPERIMENTO I	EXPERIMENTO II
Afluente	Esgoto bruto	Esgoto bruto
Vazão (m ³ /dia)	7,99	20,38
Carga orgânica superficial (kgDBO ₅ / ha.d)	211	538
Carga orgânica volumétrica (gDBO ₅ / m ³ . d)	3,40	8,67
Período do enchimento	27/09/94 a 10/12/94	15/03/95 a 13/04/95
Monitoração	13/10/94 a 08/03/95	23/03/95 a 22/05/95
Tempo real de enchimento (d)	74	29

3.2 Operação do sistema

A operação do reservatório de estabilização se deu em três fases distintas, denominadas de *enchimento*, *estabilização (descanso ou repouso)* e *esvaziamento*.

3.2.1 Alimentação do reservatório

Nesta fase, a vazão, o tempo de enchimento e a carga orgânica do reservatório foram distintos nos dois experimentos realizados.

A alimentação ocorreu em regime de batelada, com esgoto bruto, através de uma tubulação de PVC rígido de 50 mm de diâmetro. O esgoto bruto era captado de um poço úmido, localizado ao lado de um dos poços de visita do Interceptor Leste (“Interceptor da Depuradora”), que cruza o terreno da EXTRABES. Do poço úmido, o esgoto era bombeado com uma bomba submersível do tipo ABS (1,2 hp e 3380 rpm), para um tanque de nível constante, situado no interior da casa de bombas e o excedente escoava, por gravidade, para o poço úmido, retornando ao interceptor. Do tanque de nível constante, o esgoto era bombeado para o reservatório, numa taxa definida, com uma bomba peristáltica NETZSCH modelo 30A.

3.2.2 Estabilização (descanso)

Durante a fase de estabilização, o reservatório permanecia em descanso até que sua massa líquida atingisse uma concentração de coliformes fecais menor do que 100 ufc/100 ml, em toda a coluna d’água, que é um padrão dez vezes melhor do que o recomendado pela OMS para irrigação irrestrita.

3.2.3 Esvaziamento

O reservatório foi esvaziado com uma vazão idêntica à do enchimento (Tabela 3.2), utilizando-se uma bomba submersível NOVA 300 (0,3 hp).

3.3 Monitoração

A monitoração do reservatório ocorreu no decorrer das fases de enchimento e estabilização nos Experimento 1 e 2, com amostragens a diferentes profundidades da coluna d’água, conforme mostra a Tabela 3.3.

No período de enchimento, as amostragens aconteciam numa frequência que dependia da velocidade com que o reservatório era enchido, coletando-se as amostras sempre que o nível da massa líquida subia mais 1,0 m. No Experimento 1, o tempo de enchimento foi de 74 dias e no Experimento 2, de 29 dias, resultando em amostragens semanais no primeiro e a cada dois ou três dias no segundo. Durante o período de descanso as amostras eram coletadas semanalmente a partir da superfície e ao longo de toda a coluna d'água.

Tabela 3.3 - Níveis amostrados no reservatório durante as fases de enchimento e estabilização.

Profundidade da coluna líquida do reservatório (m)	Níveis amostrados (cm)
1,0	5-25-50-75-100
2,0	5-25-50-75-100-150-200
3,0	5-25-50-75-100-150-200-300
4,0	5-25-50-75-100-150-200-300-400
5,0	5-25-50-75-100-150-200-300-400-500
6,0	5-25-50-75-100-150-200-300-400-500-600

A coleta ocorria às 8 h para a análise de todos os parâmetros, com auxílio de uma bomba peristáltica WATSON MARLOW modelo 604 S. Esta tinha conectado uma mangueira de polietileno (12 mm de diâmetro e 10 m de comprimento) em cuja extremidade era acoplado um amostrador circular, constituído de dois discos paralelos de PVC de 25 cm de diâmetro e separados por

uma distância de 5 cm, conforme ilustrado na Figura 3.3. O conjunto mangueira e amostador circular era introduzido na coluna líquida até o nível de amostragem. Entre a coleta de amostra de um nível e de outro era feita uma descarga de trinta segundos na mangueira a fim de esgotar a água remanescente do nível anterior.

3.3.1 Períodos de amostragem

O período total de amostragem nos dois experimentos levados a efeito prolongou-se entre setembro de 1994 e maio de 1995, como se mostra na Tabela 3.2.

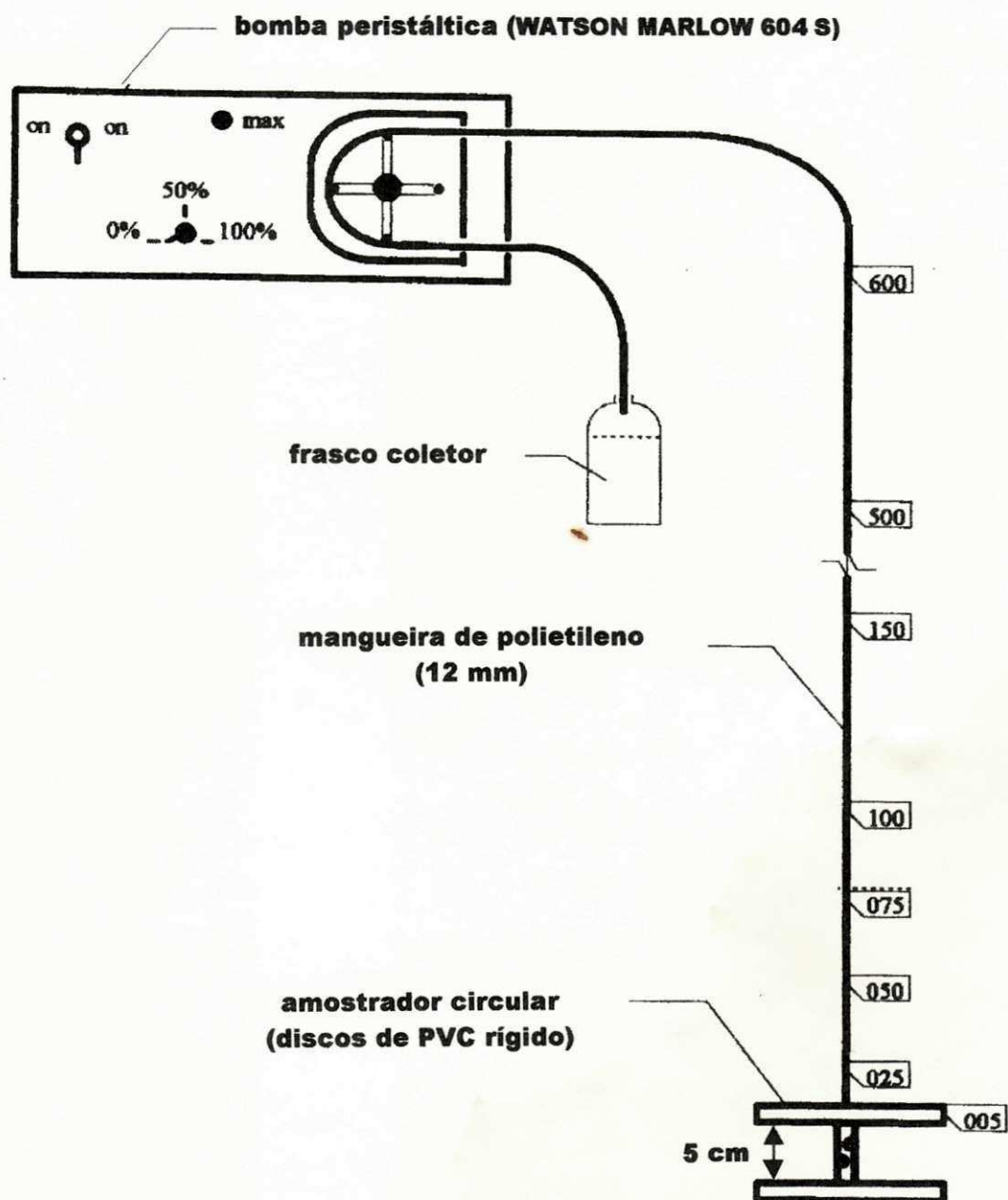


Figura 3.3 – Bomba peristáltica WATSON MARLOW 604S e dispositivo de amostragem.

3.4 Parâmetros analisados e procedimentos analíticos

Foram feitas determinações de coliformes fecais, DBO₅, DQO, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos, pH, temperatura, alcalinidade total e clorofila "a".

Todos os procedimentos analíticos utilizados seguiram as indicações de APHA *et al.* (1992), exceto para a clorofila "a", que foi analisada seguindo o método descrito por Jones (1979):

- **Coliformes fecais:** foram quantificados obedecendo à técnica da membrana de filtração, usando filtros de éster de celulose com poros de 0,45 µm, meio de cultura Lauryl Sulphate Broth, com incubação a 44,5 °C por 24 h (Ayers e Mara, 1996);
- **Oxigênio dissolvido:** foi medido eletrometricamente, através de um medidor de oxigênio YSI modelo 54 A, com eletrodo de membrana seletiva para oxigênio YSI modelo 5730 A e dotado de agitador próprio;
- **DBO₅:** foi determinada pelo método dos frascos padrões de DBO, com o oxigênio dissolvido medido como descrito no item anterior;
- **DQO:** foi determinada através do método titrimétrico da refluxação fechada do dicromato de potássio, usando bloco de digestão, modelo GRANT tipo BT 5;
- **pH:** foi medido pelo método eletrométrico, utilizando-se um medidor de pH JENWAY 3030 com eletrodo combinado Russel BNC e um compensador de temperatura Jenway PCT 121;
- **Sólidos suspensos:** determinados gravimetricamente após filtração com papéis de filtro de fibra de vidro Whatman GF/C e secos em estufa a 103-105 °C;
- **Temperatura:** medida durante as coletas usando-se um termômetro de filamento de mercúrio, marca Incoterm, com escala de -10 °C a 110 °C e precisão de leitura de 0,1 °C;

- **Alcalinidade total:** foi determinada pelo método potenciométrico, titulando-se com H_2SO_4 0,02 N até o pH final de 4,5.

- **Clorofila "a":** foi determinada pela técnica da extração a quente com metanol a 100% e leituras espectrofotométricas a 665 e 750 nm, de acordo com o método descrito por Jones (1979).

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Caracterização das águas residuárias domésticas utilizadas na alimentação de reservatórios de estabilização na EXTRABES.

O esgoto bruto utilizado nas pesquisas com reservatórios de estabilização na EXTRABES tem sido caracterizado, desde 1992, com base em dados obtidos da análise de amostras compostas ao longo de ciclos de 24 horas por de Oliveira, 1993 (de 04/92 a 06/93); 1995 (de 04/94 a 03/95); Souza Filho, 1996 (de 03/94 a 12/94) e do Nascimento, 1996 (de 03/94 a 12/94).

De acordo com o primeiro autor, os valores médios de 240 mg/l (DBO₅), 500 mg/l (DQO), 300 mg/l (SS) e $3,0 \times 10^7$ UFC/100ml (CF), são representativos da água residuária bruta do sistema de esgotos de Campina Grande ao longo de um ciclo hidrológico completo. Entre maio e julho de 1997, a análise sistemática (uma vez por semana) de amostras compostas do esgoto bruto coletado na EXTRABES, através de um autoamostrador (SIRCO CONTROL modelo SM 008/24A), confirmou essas estimativas.

4.2 Datas e períodos característicos dos experimentos levados a efeito no reservatório RE-3.

As datas e os períodos (enchimento, repouso e monitoração) dos experimentos 1 e 2 são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Datas e períodos característicos dos experimentos 1 e 2 realizados no RE-3, na EXTRABES entre 27/09/94 e 22/05/95.

PERÍODO	DATAS DE MONITORAÇÃO	DIAS DE OPERAÇÃO/REPOUSO
ENCHIMENTO (EXP. 1) (1) (2)	13/10/94	16°
	24/10/94	27°
	07/11/94	41°
	17/11/94	51°
	28/11/94	62°
REPOUSO (EXP. 1) (2) (3)	12/12/94	76° / 2°
	21/12/94	86° / 11°
	03/01/95	98° / 24°
	09/01/95	104° / 30°
	16/01/95	111° / 37°
	23/01/95	118° / 44°
	30/01/95	125° / 51°
	06/02/95	132° / 58°
	13/02/95	139° / 65°
	20/02/95	146° / 72°
	02/03/95	157° / 83°
08/03/95	163° / 89°	
ENCHIMENTO (EXP. 2) (4) (5)	23/03/95	8°
	03/04/95	19°
	12/04/95	28°
REPOUSO (EXP. 2) (5) (6)	17/04/95	33° / 4°
	25/04/95	41° / 12°
	02/05/95	48° / 19°
	08/05/95	54° / 25°
	15/05/95	61° / 32°
	22/05/95	68° / 39°

(1) Início da fase de enchimento no experimento 1: 27/09/94

(2) Término do enchimento e início da fase de repouso no experimento 1: 10/12/94

(3) Término do repouso no experimento 1: 08/03/95

(4) Início da fase de enchimento no experimento 2: 15/03/95

(5) Término do enchimento e início do repouso no experimento 2: 13/04/95

(6) Término do repouso no experimento 2: 22/05/95

4.3 Tratamento estatístico dos dados amostrais

Os dados amostrais obtidos da monitoração do funcionamento do reservatório RE-3, nos dois experimentos, foram inicialmente submetidos à análise estatística descritiva, gerando um resumo estatístico monovariável, com informações sobre a tendência central e a variabilidade desses dados. A tendência central foi definida pela média (geométrica para coliformes fecais e aritmética para os demais parâmetros analíticos) dos dados coletados ao longo da profundidade e a medida da dispersão, determinada tanto pelo intervalo amostral (mín - máx) como pelo desvio padrão para 4 (quatro) datas representativas do experimento, conforme procedimento anteriormente definido por do Nascimento (1996).

Essas datas são as seguintes:

- (a) Primeira amostragem no período de enchimento;
- (b) Última amostragem no período de enchimento;
- (c) Primeira amostragem no período de repouso;
- (d) Última amostragem no período de repouso.

As Tabelas 4.2 e 4.3 contêm os dados de tendência central, dispersão e tamanho amostral dos diferentes parâmetros analíticos para as quatro datas distintas dos experimentos 1 e 2, respectivamente.

Os dados brutos obtidos na monitoração dos diversos parâmetros analíticos foram, em seguida, estudados com relação à sua distribuição espaço (níveis) temporal. A princípio, todos os dados obtidos para um mesmo parâmetro analítico (por exemplo, DBO_5) nos diversos níveis, durante um experimento, foram plotados com relação ao tempo de operação, obedecendo a uma convenção definida de cores e sinais.

A Figura 4.1 ilustra a distribuição das concentrações de coliformes fecais (CF) dos diferentes níveis ao longo de todo o tempo de operação do reservatório no experimento 1, sendo apresentada também a curva de tendência (exponencial) definida para o nível 100 cm (nível que apresentou variação explicada mais expressiva), bem como sua equação e coeficiente de determinação (R^2).

Tabela 4.2 - Tendência central e dispersão de dados amostrais ao longo da profundidade do reservatório RE-3 em quatro datas distintas (a, b, c e d) do período de monitoração do experimento 1.

PARÂMETROS		DATAS			
		a	b	c	d
CF (UFC/100ml)	\bar{x}	$1,024 \times 10^6$	$1,159 \times 10^6$	$2,958 \times 10^5$	9,310
	mín	$7,060 \times 10^5$	$1,070 \times 10^6$	$2,070 \times 10^5$	6,000
	máx	$1,420 \times 10^6$	$1,460 \times 10^6$	$4,170 \times 10^5$	13,000
	σ_{n-1}	$2,902 \times 10^5$	$1,427 \times 10^5$	$5,231 \times 10^4$	2,379
	N	5	10	11	8
DBO ₅ (mg/l)	\bar{x}	50 (*)	27	24	10
	mín	45	24	18	8
	máx	56	36	62	13
	σ_{n-1}	3,7	4,3	12,7	1,7
	N	7	10	11	10
DQO (mg/l)	\bar{x}	220	120	164	137
	mín	172	75	120	89
	máx	242	187	253	250
	σ_{n-1}	27,0	42,8	46,3	45,2
	N	5	10	11	10
SS (mg/l)	\bar{x}	32	33	54	14
	mín	18	21	50	5
	máx	62	69	61	20
	σ_{n-1}	19,9	14,0	3,3	5,2
	N	5	10	11	10
Alc. total (mg/l)	\bar{x}	371	383	394	398
	mín	356	350	385	392
	máx	385	396	403	406
	σ_{n-1}	11,2	13,0	8,7	4,9
	N	5	10	11	10
O D (mg/l)	\bar{x}	0,6	0,1	0,1	0,4
	mín	0,0	0,0	0,0	0,0
	máx	2,2	1,2	0,4	2,0
	σ_{n-1}	1,0	0,4	0,1	0,8
	N	5	10	11	10
pH	\bar{x}	7,8	7,8	7,7	8,0
	mín	7,7	7,8	7,7	7,9
	máx	7,9	7,8	7,9	8,0
	σ_{n-1}	0,07	0,00	0,06	0,03
	N	5	10	11	10
T (°C)	\bar{x}	25,0	26,0	25,5	26,5 (**)
	mín	25,0	26,5	25,5	26,5
	máx	25,5	26,5	25,5	26,5
	σ_{n-1}	0,3	0,2	0,0	0,0
	N	5	10	11	10

(*) amostragem subsequente

(**) amostragem anterior

Tabela 4.3 - Tendência central e dispersão de dados amostrais ao longo da profundidade do reservatório RE-3 em quatro datas distintas (a, b, c e d) do período de monitoração do experimento 2.

PARÂMETROS		DATAS			
		a	b	c	d
CF (UFC/100ml)	\bar{x}	7,070x10 ⁶	2,010x10 ⁶	3,450x10 ⁵	363,0
	mín	4,870x10 ⁶	1,450x10 ⁶	2,330x10 ⁵	230,0
	máx	8,470x10 ⁶	2,430x10 ⁶	7,770x10 ⁵	633,0
	σ_{n-1}	1,493x10 ⁶	3,646x10 ⁵	1,776x10 ⁵	142,6
	N	5	10	11	10
DBO ₅ (mg/l)	\bar{x}	68 (*)	70	67	32
	mín	67	63	58	30
	máx	70	86	75	36
	σ_{n-1}	1,1	6,3	5,0	2,1
	N	8	10	11	11
DQO (mg/l)	\bar{x}	210	160	145	86
	mín	181	142	97	40
	máx	235	181	169	132
	σ_{n-1}	24,9	11,1	22,3	26,7
	N	5	10	11	11
SS (mg/l)	\bar{x}	66	46	44	53
	mín	63	40	39	45
	máx	73	67	66	77
	σ_{n-1}	4,2	8,1	8,0	9,0
	N	5	10	11	11
Alc. total (mg/l)	\bar{x}	330	336	332	349
	mín	322	328	325	334
	máx	334	342	336	354
	σ_{n-1}	5,02	4,50	3,49	5,39
	N	5	10	11	11
O D (mg/l)	\bar{x}	0,0	0,0	0,0	0,3
	mín	0,0	0,0	0,0	0,0
	máx	0,0	0,3	0,0	0,0
	σ_{n-1}	0,00	0,09	0,00	0,87
	N	5	10	11	11
pH	\bar{x}	7,0	7,4	7,5	7,6
	mín	7,0	7,2	7,4	7,6
	máx	7,0	7,6	7,6	7,8
	σ_{n-1}	0,00	0,14	0,08	0,06
	N	5	10	11	11
T (°C)	\bar{x}	28,0	27,2	27,1	24,1
	mín	28,0	27,0	27,0	24,0
	máx	28,0	28,0	28,0	25,0
	σ_{n-1}	0,00	0,42	0,30	0,30
	N	5	10	11	11

(*) amostragem subsequente

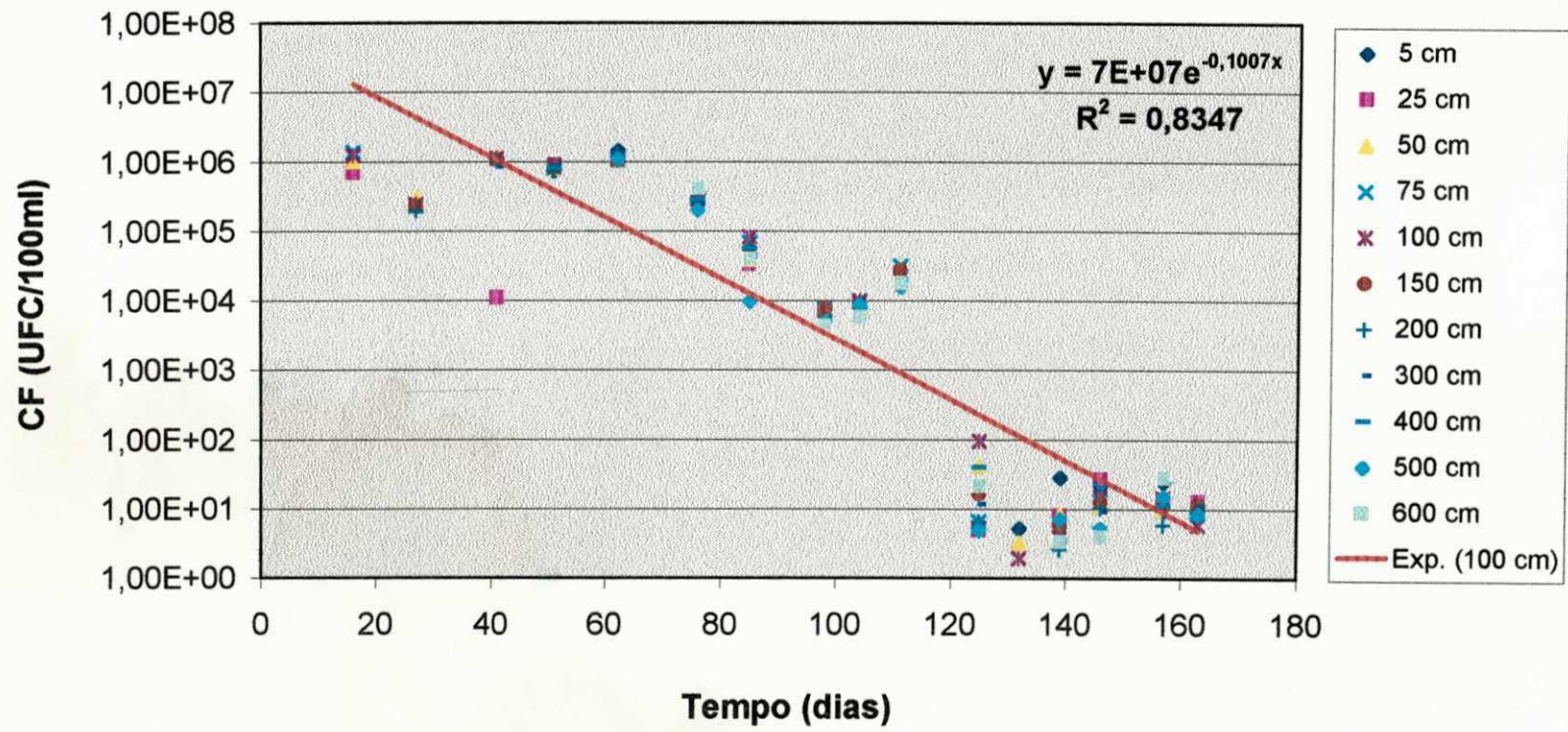


Figura 4.1 - Variação temporal de coliformes fecais com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1.

A distribuição espaço temporal também foi estudada somente ao longo do período de repouso (Figura 4.2), visando uma definição de modelação matemática compatível com as condições de regime estacionário de funcionamento do reator nessa fase de operação.

A distribuição temporal das médias da coluna líquida também foi estudada, para todos os parâmetros analíticos, tanto ao longo da totalidade do período operacional como somente no período de repouso. As Figuras 4.3 e 4.4 ilustram, respectivamente, essas distribuições temporais para o parâmetro CF no experimento 1, podendo também ser observados a curva (exponencial) de tendência, a equação dessa tendência e o coeficiente de determinação.

A comparação dos gráficos e dos R^2 permitiu verificar que, de um modo geral, a tendência observada na distribuição temporal das médias foi compatível e, às vezes, até melhor que a tendência apresentada pelo nível com melhor variação explicada. Isso, aliado a uma maior simplicidade, até mesmo de observação, levou à consideração de que as tendências baseadas na distribuição das médias seriam preferíveis na análise de variação temporal dos diversos parâmetros analíticos, monitorados nos dois experimentos que constituíram este trabalho.

Análise de variância (ANOVA) de fator único (Sokal & Rohlf, 1981) foi aplicada aos dados dos dois experimentos utilizados neste trabalho para a comparação simultânea das médias da coluna líquida ao longo do tempo, com a finalidade de caracterizar a ocorrência de fases operacionais definidas e, até mesmo, para definir limites a partir dos quais duas médias próximas passam a ser significativamente diferentes num determinado nível de significância (por exemplo, $\alpha = 0,05$). O resumo final da análise de variância aplicada aos dados de DBO_5 durante o experimento 1 (Tabela 4.4) ilustra a utilização dessa análise para a verificação da existência de diferenças significativas entre médias. No caso, a estatística F, definida para o conjunto de dados, sendo maior que $F_{\text{crítico}} (\alpha = 0,05)$, indica que diferenças significativas ocorreram entre os valores médios de DBO_5 da coluna de água ao longo do tempo. A Tabela 4.5 contém todos os elementos básicos, tais como média, variância e número de dados amostrais relativos aos

dados de DBO_5 , no primeiro experimento, para a ANOVA de fator único. Apresenta também os elementos (S_{yi} e W) úteis à determinação dos limites de confiança (L_{inf} e L_{sup}) utilizados no método GT-2 para demonstrar onde as diferenças significativas ocorreram. A Figura 4.5 ilustra para os dados acima referidos a aplicação do método GT-2, devendo ser observado que duas médias são consideradas significativamente diferentes, quando não ocorrer intercessão de quaisquer de seus limites. Por exemplo, num $\alpha = 0,05$ as médias de DBO_5 da coluna líquida determinadas entre 07.11.94 e 21.12.94 formam um conjunto no qual não existem diferenças significativas. A Figura 4.5 permite comparar uma média com qualquer outra. Por exemplo, a média do dia 12.12.94 é estatisticamente igual à média do dia 16.01.95, mas é significativamente diferente das médias dos dias 24.10.94, 03.01.95, 13.02.95, 02.03.95 e 08.03.95. A Tabela 4.6 apresenta um resumo de todos os valores da estatística F e de $F_{crítico}$, no nível de significância de 5%, para todos os parâmetros analíticos em ambos os experimentos.

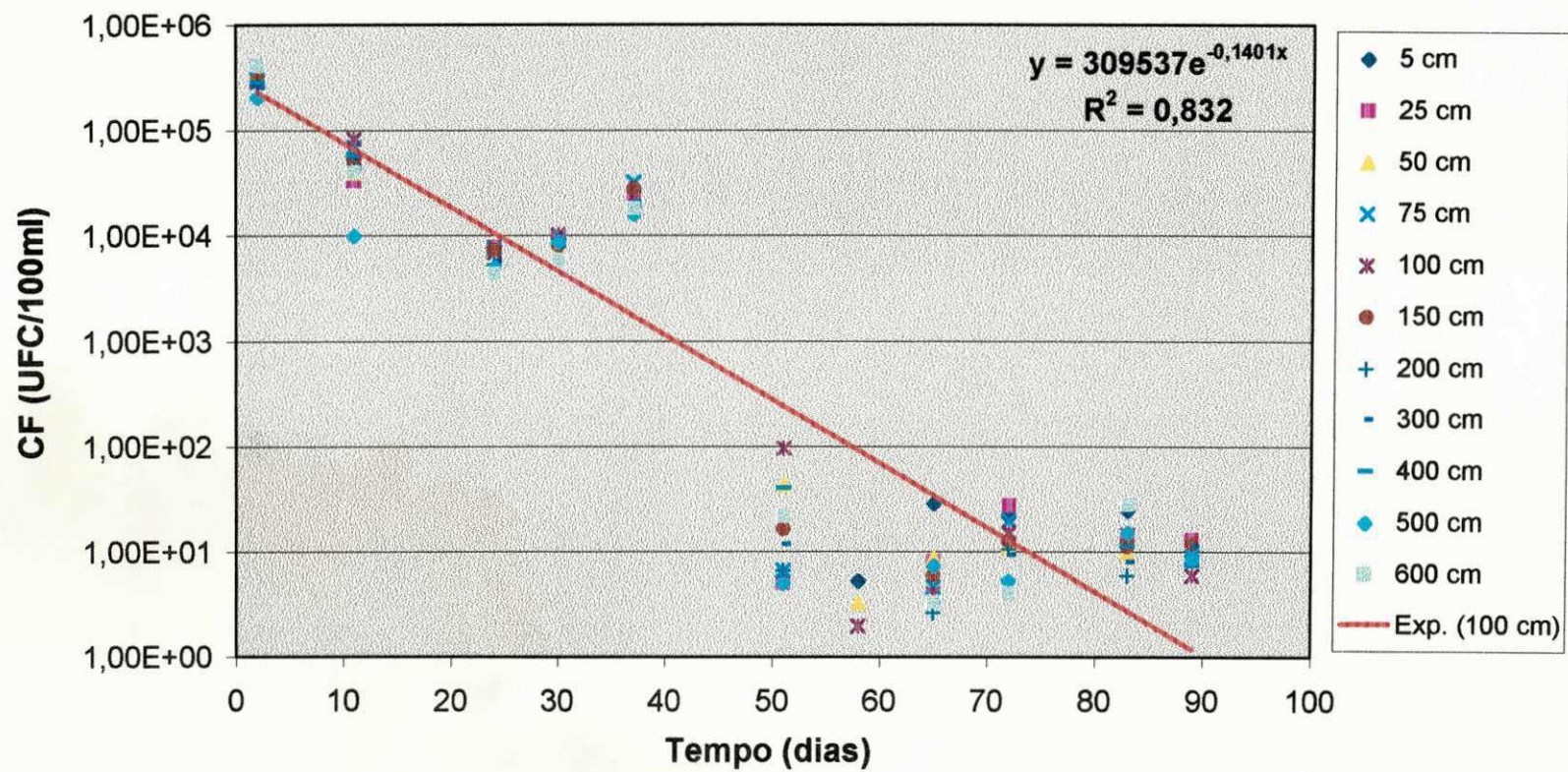


Figura 4.2 - Variação temporal de coliformes fecais com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados no experimento 1, somente durante a fase de descanso.

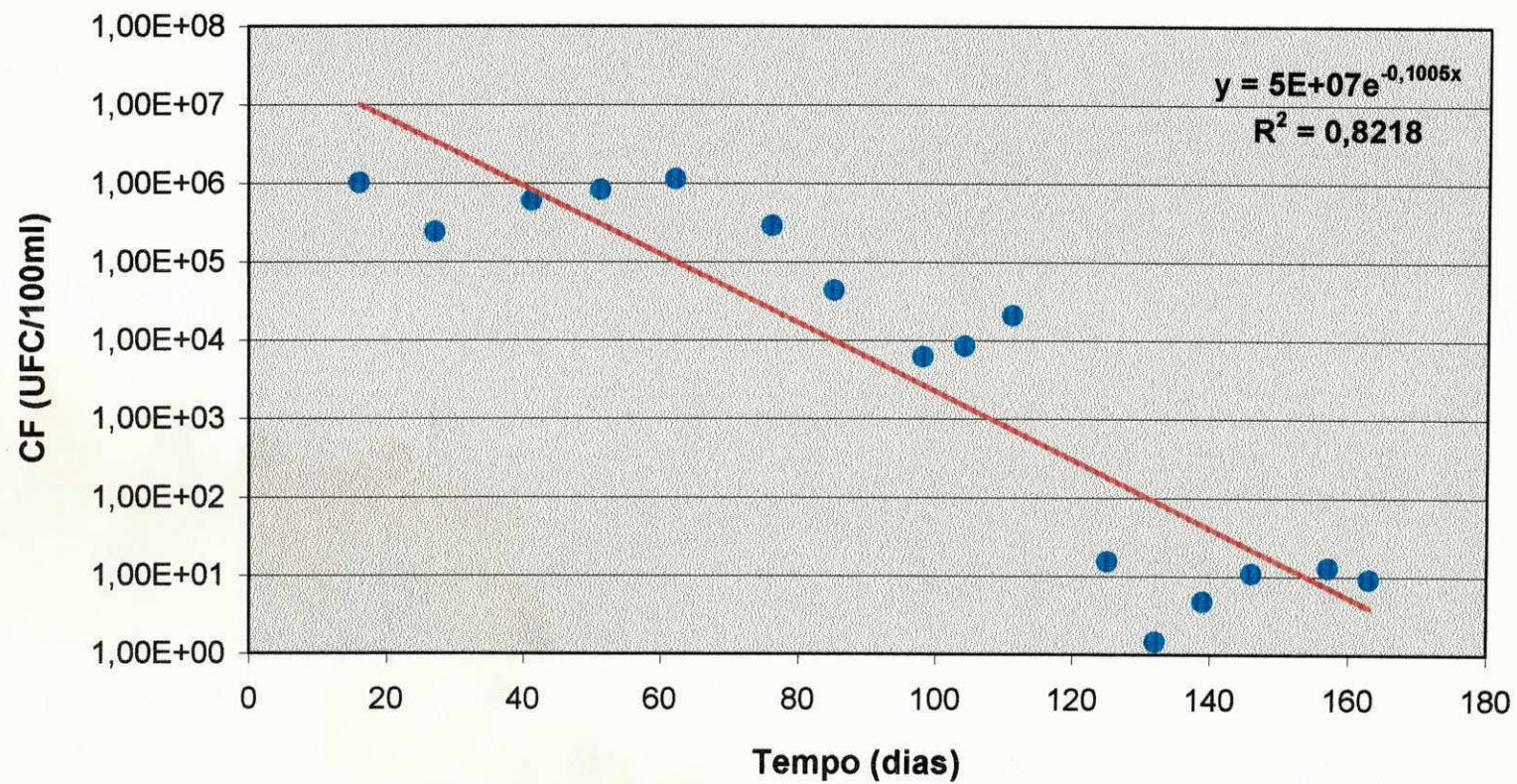


Figura 4.3 - Variação temporal de coliformes fecais com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1.

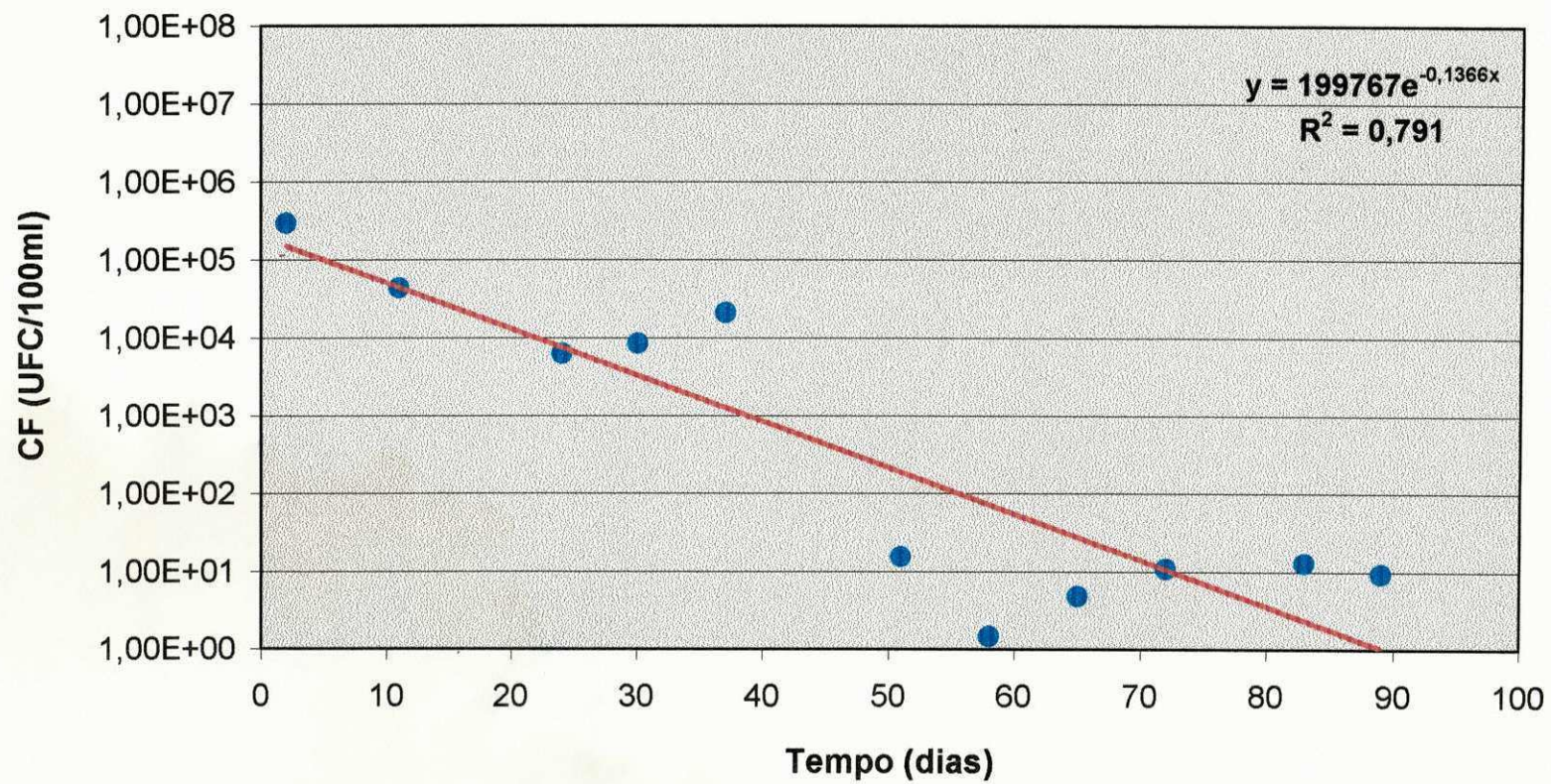


Figura 4.4 - Variação temporal de coliformes fecais com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 1, somente durante a fase e descanso.

Tabela 4.4 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos dados de DBO₅ no experimento 1.

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F _{crítico}
Entre grupos	14655	14	1046,8	35,2	9,9E-39	1,76
Dentro dos grupos	4136	139	29,7			
Total	18791	153				

Tabela 4.5 - Elementos da análise de variância de fator único para os dados de DBO₅ no experimento 1.

Data	n	Soma	Média	Variância	Syi	W	Linferior	Lsuperior
13/10/94								
24/10/94	7	348	49,7	13,5714	2,06173	6,66422	43,0501	56,3785
07/11/94	8	256	32,0	2,8571	1,92857	6,23380	25,7662	38,2338
17/11/94	9	278	30,9	2,1111	1,81827	5,87729	25,0116	36,7662
28/11/94	10	272	27,2	18,6222	1,72497	5,57568	21,6243	32,7757
12/12/94	11	269	24,4	161,0730	1,64469	5,31620	19,1383	29,7708
21/12/94	11	266	24,2	2,1636	1,64469	5,31620	18,8656	29,4980
03/01/95	11	440	40,0	12,6000	1,64469	5,31620	34,6838	45,3162
09/01/95								
16/01/95	11	243	22,1	3,4909	1,64469	5,3162	16,7747	27,4071
23/01/95	11	179	16,3	33,2182	1,64469	5,3162	10,9565	21,5889
30/01/95	11	177	16,1	27,6909	1,64469	5,3162	10,7747	21,4071
06/02/95	11	242	22,0	46,4000	1,64469	5,3162	16,6838	27,3162
13/02/95	11	153	13,9	46,0909	1,64469	5,3162	8,5929	19,2253
20/02/95	11	182	16,5	44,6727	1,64469	5,3162	11,2292	21,8617
02/03/95	11	145	13,2	4,9636	1,64469	5,3162	7,8656	18,4980
08/03/95	10	104	10,4	2,9333	1,72497	5,5757	4,8243	15,9757

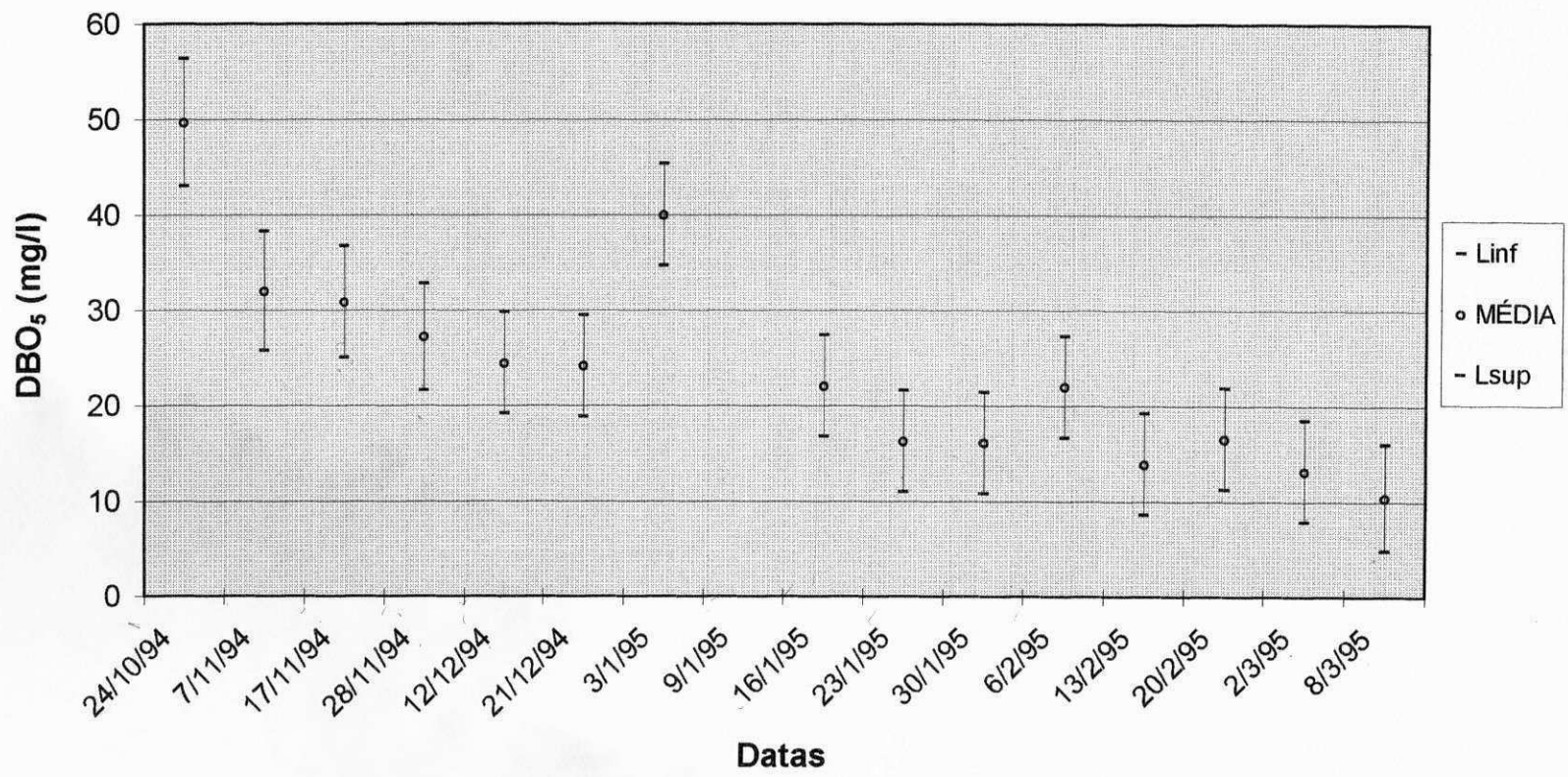


Figura 4.5 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de DBO₅ da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1.

Tabela 4.6 - Valores da estatística F aplicada aos dados amostrais dos parâmetros analisados nos experimentos 1 e 2 para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios da coluna líquida do RE-3 ($\alpha = 0,05$).

PARÂMETROS	VALORES DA ESTATÍSTICA F			
	EXPERIMENTO 1		EXPERIMENTO 2	
	F	F _c	F	F _c
CF (UFC/100ml)	140,6	1,7	197,6	2,1
DBO ₅ (mg/l)	35,2	1,8	207,4	2,1
DQO (mg/l)	26,3	1,7	28,6	2,1
SS (mg/l)	29,5	1,7	7,2	2,1
Alc. total (mg/l)	25,1	1,7	21,2	2,1
O D (mg/l)	5,7	1,7	0,8	2,1
pH	52,0	1,7	39,7	2,1
T (°C)	50,8	1,7	283,2	2,1

4.4 Comportamento dos parâmetros analisados no RE-3 nos experimentos 1 e 2

No experimento 1 o reservatório começou a encher em 26 de setembro de 1994, demorando 74 dias para que estivesse completamente cheio e permaneceu 89 dias em repouso. No experimento 2, o tempo de enchimento foi de 29 dias (de 15 de março a 13 de abril de 1995), com um tempo de repouso de 39 dias.

4.4.1 Coliformes fecais

No experimento 1 (Tabela 4.2), o número médio de CF na primeira (a) amostragem (16° dia de enchimento) foi de $1,024 \times 10^6$ UFC/100 ml. Este apresentou queda e subida no período subsequente, situando-se em $1,159 \times 10^6$ UFC/100 ml no final do período de enchimento (b). No experimento 2 (Tabela 4.3), a variação do número médio de CF foi de $7,07 \times 10^6$ UFC/100 ml (a = 8° dia de enchimento) para $2,01 \times 10^6$ UFC/100 ml (b = 28° dia de enchimento). O final do período de enchimento nos dois experimentos foi marcado pela presença de elevadas concentrações de coliformes fecais ao longo da profundidade, o que decorreu principalmente devido à entrada contínua de água residuária bruta, o que representou um aporte sempre novo e expressivo de bactérias fecais. Não é possível deixar de mencionar, também, o fato de que no final do período de enchimento e no período que precedeu esse final, o reator ainda não tinha atingido um regime estacionário de funcionamento, tanto do ponto de vista hidráulico como do ponto de vista do estado da massa líquida (a massa de água ainda não havia assumido um estado ambiental definido, sendo suscetível a perturbações expressivas).

No período de repouso, no primeiro experimento, o número médio de CF diminuiu de aproximadamente trezentos mil (c) para menos de 10 UFC/100 ml no último dia de monitoração (d). No experimento 2, a diminuição foi de $3,45 \times 10^5$ UFC/100 ml (c) para 363 UFC/100 ml (d).

Com base nos resultados obtidos em ambos os experimentos, foi possível observar que o reservatório de estabilização tratando água residuária bruta

tem capacidade para reduzir a contaminação fecal a níveis compatíveis com o padrão de qualidade sanitária recomendado para o lançamento de efluentes em corpos receptores (Resolução CONAMA nº 20, 1986) de Classe 2 (menor ou igual a 1000 CF/100 ml). Também do ponto de vista do reuso da água, os números finais observados são compatíveis com o padrão sanitário para irrigação irrestrita (cultivo de culturas que se consomem cruas, parques públicos e gramados) (WHO, 1989).

Com base nas Figuras 4.1 e 4.2, é possível observar que, ao longo da profundidade do reservatório, ocorreu uma tendência da associação de maiores concentrações de coliformes fecais aos níveis mais profundos, ocorrendo também números menores nas camadas mais superficiais, particularmente até o nível 50 cm. A princípio, essa tendência é explicável pelo fato de ser nestas camadas mais superficiais que atuam de modo mais acentuado os fatores que, de acordo com a literatura, podem influir nos mecanismos de remoção de coliformes fecais, dentre os quais podem ser citados os maiores valores de pH, temperatura, oxigênio dissolvido, presença de luz ultra violeta e de substâncias tóxicas produzidas por algas.

É importante ressaltar que em todos os níveis ao longo da profundidade do reservatório, no final do período de repouso do experimento 1, o número de coliformes fecais foi, por uma condição predeterminada, menor que 100 UFC/100 ml representando um padrão sanitário dez vezes melhor que o recomendado para reuso na irrigação irrestrita, por exemplo.

Embora tenha sido preestabelecido que a concentração de CF em todos os níveis do RE-3, nos dois experimentos, devesse ser menor ou igual a 100 UFC/100 ml, no experimento 2 tal limite não foi levado em consideração para determinar a data de encerramento da monitoração. Nessa data a concentração média foi de 363 UFC/100 ml, que é um valor superior ao limite mencionado e até mesmo da concentração média de uma semana antes (77 UFC/100 ml). Isso, conforme foi demonstrado pela análise de variância (Figura 4.7), não significa que houve recrescimento de CF mas que ambas as concentrações médias se situaram numa faixa para a qual não podem ser definidas diferenças significativas.

Ainda com relação aos coliformes fecais, faz-se necessário enfatizar que a expressiva diminuição no seu número foi mais rápida nas condições de operação do experimento 2, resultando na obtenção de números menores que 100 UFC/100 ml em cerca de 69 dias de tratamento, a partir do início da alimentação ou 36 dias de repouso. No experimento 1, o tempo de operação total foi de 134 dias e o tempo de repouso de 56 dias, foram requeridos para atingir tal padrão de qualidade sanitária.

A análise de variância aplicada aos dados de coliformes fecais permitiu verificar que, até o dia 21.12.94 (2 semanas após o início do período de repouso do experimento 1), as concentrações médias da coluna líquida tenderam a constituir um grupo de médias elevadas, significativamente diferentes das médias do grupo formado no restante do período, conforme ilustrado na Figura 4.6.

A Figura 4.7 serve como instrumento para a comparação simultânea das médias da coluna líquida do reservatório no experimento 2 no qual ocorreu, a exemplo do experimento 1, a tendência de formação de dois grupos distintos de médias. O primeiro grupo, constituído por médias elevadas predominou até cerca de 2 semanas (25.04.95) do período de repouso do experimento 2.

Nas curvas de variação temporal das concentrações médias de coliformes fecais, na fase de repouso dos experimentos 1 (Figura 4.4) e 2 (Figura 4.8), os altos valores do coeficiente de determinação R^2 , 0,791 (experimento 1) e 0,806 (experimento 2), indicam que, nos dois casos, aproximadamente 80% da variação da variável dependente (número de CF) foi devida às variações da variável independente (tempo), o que, de fato, representa um nível muito elevado de explicação da variância de CF.

As equações exponenciais do tipo $N=N_0.e^{-K_b t}$, obtidas, representam tipicamente reações de primeira ordem nas quais o coeficiente constante (K_b) indica a velocidade média de remoção de indicadores fecais. No experimento 2, K_b (0,256 d^{-1}) foi quase o dobro do coeficiente de velocidade (0,137 d^{-1}) obtido no experimento 1, o que resultou na estimativa de um tempo menor para a obtenção de concentrações de CF inferiores a 100 UFC/100 ml em todos os níveis do RE-3.

No experimento 1, esse tempo estimado foi de 134 dias, desde o início do enchimento, o que corresponde a 56 dias de repouso. Já no experimento 2, foram observados 69 dias para o tempo de operação, praticamente metade daquele para o experimento 1, e 36 dias para o tempo de repouso. Devido a uma remoção mais veloz de CF, as condições de operação do segundo experimento, particularmente no que diz respeito às cargas hidráulica e orgânica, parecem, sob este ponto de vista, e a princípio, mais recomendáveis que os parâmetros operacionais do experimento 1 para o projeto de reservatórios de estabilização do tipo batelada, alimentados com esgoto doméstico bruto.

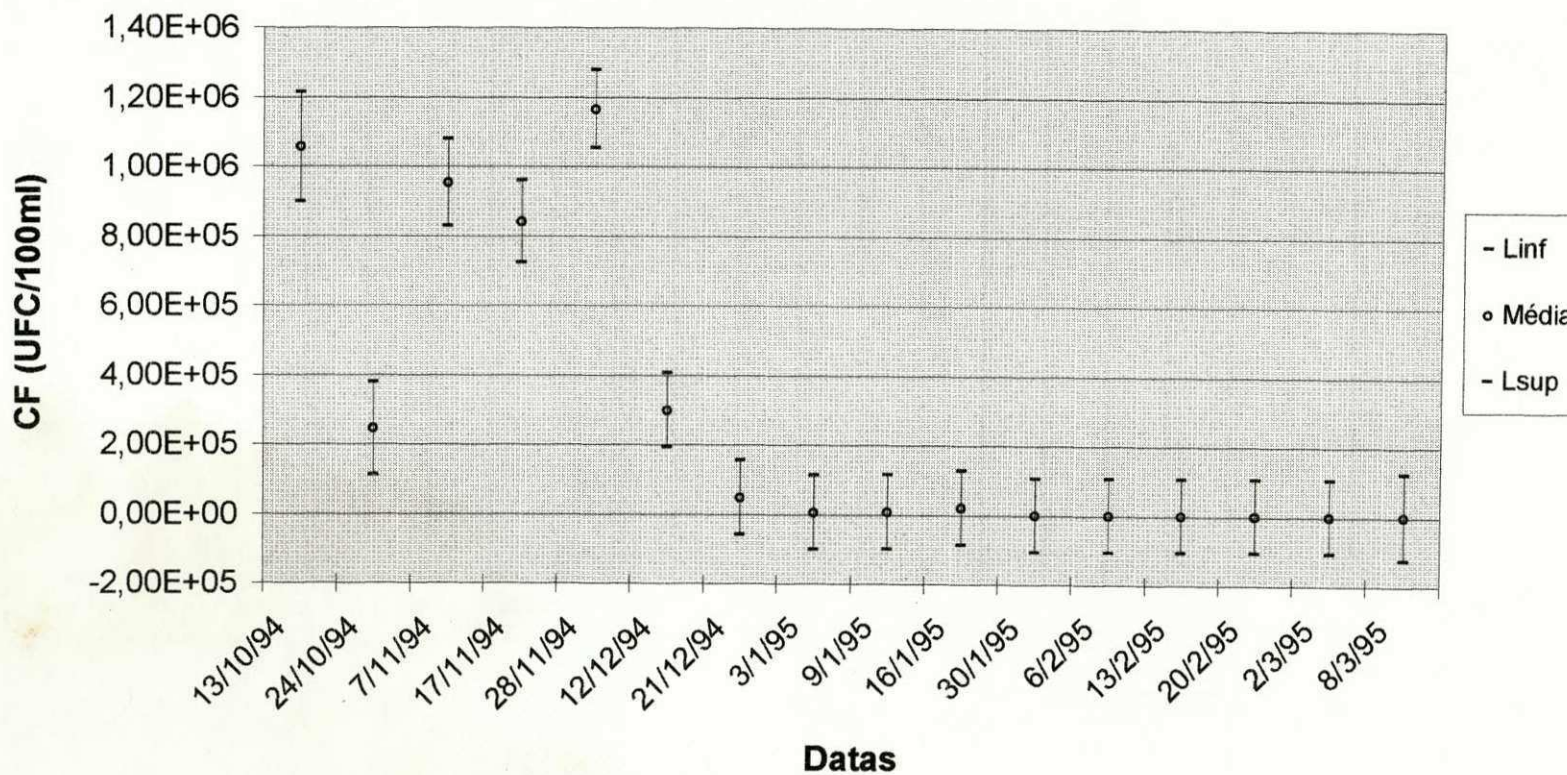


Figura 4.6 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de coliformes fecais da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1.

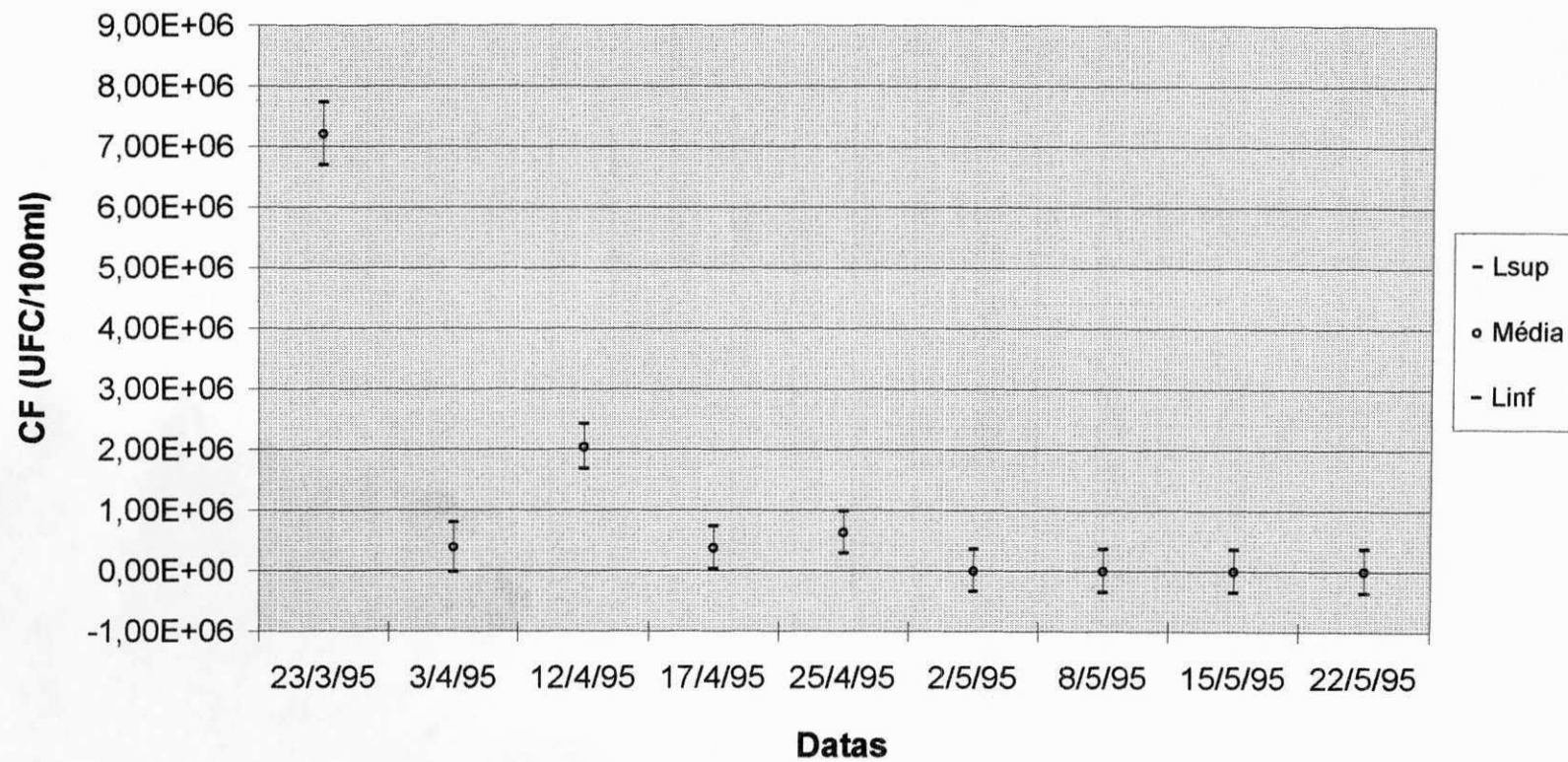


Figura 4.7 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de coliformes fecais da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2.

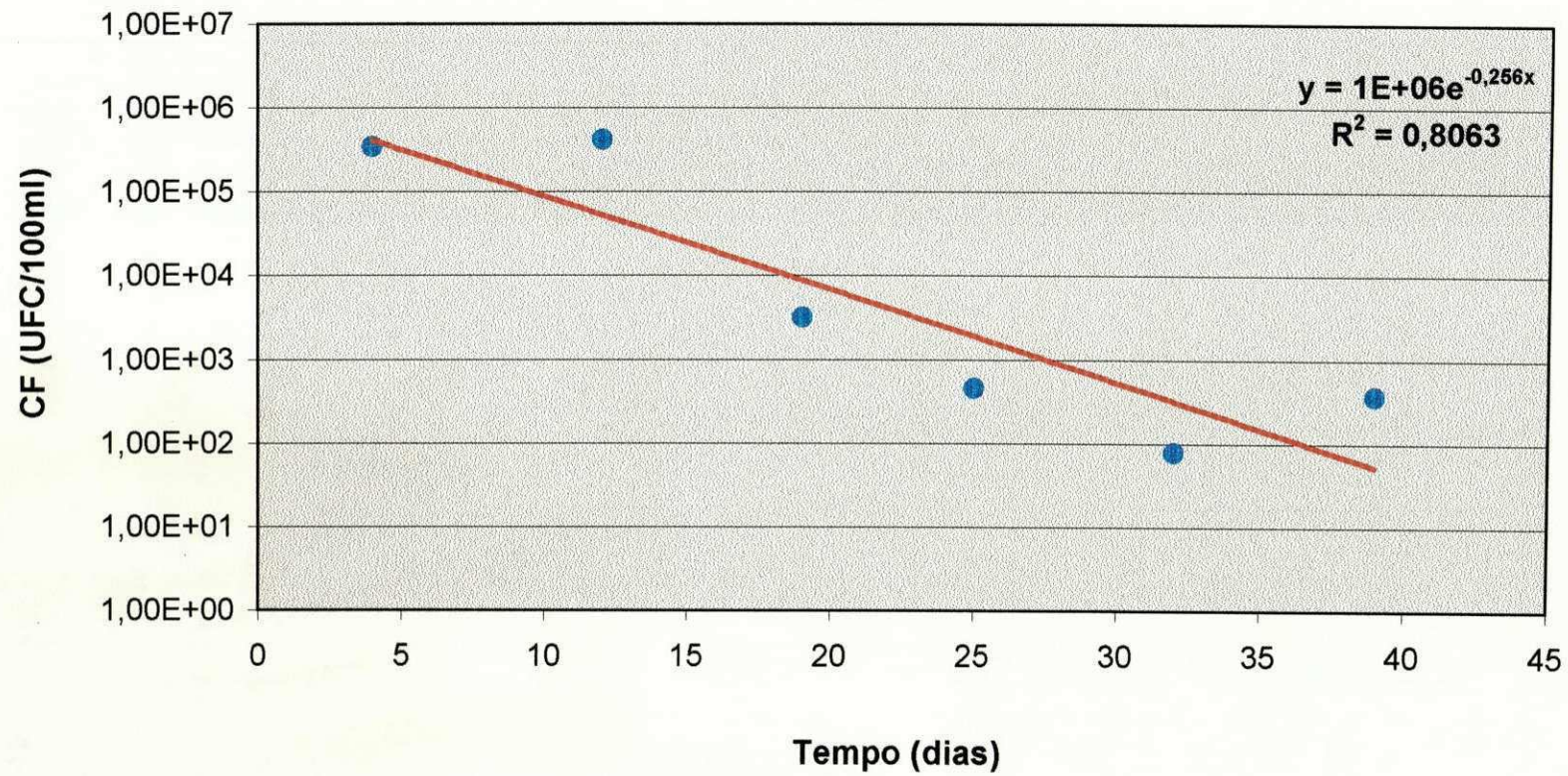


Figura 4.8 - Variação temporal de coliformes fecais com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 2, somente durante a fase de descanso.

4.4.2 Matéria orgânica

Os dados médios da coluna líquida dos parâmetros analíticos DBO_5 e DQO, relativos às quatro datas representativas (a, b, c e d) dos experimentos 1 (Tabela 4.2) e 2 (Tabela 4.3), demonstraram a predominância do fenômeno de diminuição temporal gradativa da concentração de matéria orgânica. No experimento 1, a DBO_5 diminuiu de cerca de 50 para 10 mg/l, correspondendo a uma redução de DQO de 220 para 137 mg/l, no final do período de repouso. No experimento 2, as faixas médias observadas foram 68 → 32 mg/l (DBO_5) e 210 → 86 mg/l (DQO).

O baixo valor médio de DBO_5 observado no final do experimento 1 foi devido à ação prolongada de mecanismos de remoção física e bioquímica, no longo período de operação do RE-3, resultando uma massa líquida que, sob o ponto de vista da presença de matéria orgânica biodegradável, atende aos VMP (valores máximos permissíveis) recomendados para lançamento no mundo, conforme Bartone (1986) (20 mg/l no Reino Unido e 30 mg/l nos EUA) e CEC (1991) (25 mg/l). Também do ponto de vista do reuso na irrigação irrestrita, a DBO média final no experimento 1 foi satisfatória com relação ao padrão de 25 mg/l comumente recomendado (Arthur, 1983).

No experimento 2, o valor médio final ligeiramente superior a 30 mg/l pode, segundo Ayers & Westcot (1991), representar problemas para os sistemas de irrigação, tais como entupimento de orifícios das tubulações e danos aos equipamentos de bombeamento, além de reduzir a infiltração de água no solo, ao longo do tempo. Sem dúvida, a reservação um pouco mais prolongada da massa líquida pode representar uma alternativa viável à melhoria de sua qualidade em termos da presença de matéria orgânica, ajustando-a aos padrões vigentes para descarga e, especialmente, para reuso. Com base na curva de tendência da DBO_5 média da coluna líquida para o período de repouso do experimento 2 (Figura 4.14), foi possível estimar um tempo adicional de 10 dias (total de 78 dias) para a obtenção de uma DBO_5 média de 25 mg/l, que atende aos padrões anteriormente mencionados. Nas condições de operação do experimento 1, tal valor médio foi

atingido num tempo de operação estimado (Figura 4.13) de 87 dias, cerca de 47 dias menor que aquele necessário para atingir o nível de CF satisfatório.

As Figuras 4.9 (experimento 1) e 4.10 (experimento 2) apresentam a distribuição temporal das concentrações de DBO_5 nos diferentes níveis, sendo representada a curva de tendência, também exponencial, para o nível 200 cm, que apresentou o máximo coeficiente de determinação. De um modo geral, os dados do experimento 2 mostraram uma menor dispersão em torno da curva de tendência. No experimento 1, pode ser observado que os valores de DBO_5 dos níveis mais profundos tendem a se situar acima da média, particularmente após o 80º dia de operação.

As Figuras 4.13 e 4.14 apresentam as curvas exponenciais de tendência temporal da DBO_5 da coluna líquida, com base nas médias dos valores determinados no período de repouso nos diferentes níveis ao longo da profundidade do reator, nos experimentos 1 e 2, respectivamente. São curvas do tipo $L = L_0 \cdot e^{-kt}$ que descrevem tipicamente a cinética de reações de primeira ordem e que apresentam elevados coeficientes de determinação (R^2), tanto no experimento 1 ($R^2 = 0,640$) como no experimento 2 ($R^2 = 0,870$). Novamente, como no caso do estudo de CF, pode ser evidenciado que o tempo é o principal responsável pela variância da concentração de espécies presentes na massa líquida do reservatório. A taxa específica (K) de remoção de DBO foi, no experimento 2 ($0,0194 \text{ d}^{-1}$), bastante superior ao do experimento 1 ($0,0105 \text{ d}^{-1}$) numa demonstração de que as condições de operação aplicadas naquele foram, como no caso dos CF, determinantes para uma redução mais rápida. Essa constatação é muito importante para o projeto de reservatórios que visem principalmente a remoção de organismos fecais e poluição orgânica. Como essas curvas são definidas para o período de repouso do reservatório, elas representam tendências para um período particular da operação do reator, cujas curvas de tendência para todo o período operacional são também exponenciais, com elevados coeficientes de determinação tanto no experimento 1 (Figura 4.11) como no experimento 2 (Figura 4.12).

Conforme ilustrado anteriormente, na introdução sobre a análise estatística dos dados amostrais, a análise de variância de fator único aplicada aos dados de DBO_5 do experimento 1, permite a comparação simultânea das médias da coluna líquida do RE-3 (ver Figura 4.5). A aplicação da ANOVA aos dados de DBO_5 do experimento 2 permitiu concluir pela existência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as médias, as quais são demonstradas na Figura 4.15 e conforme atesta a estatística F (Tabela 4.6).

As Figuras 4.16 e 4.17, resultantes da aplicação de ANOVA aos dados de DQO, demonstram as diferenças significativas entre as médias da coluna líquida nos experimentos 1 e 2, respectivamente.

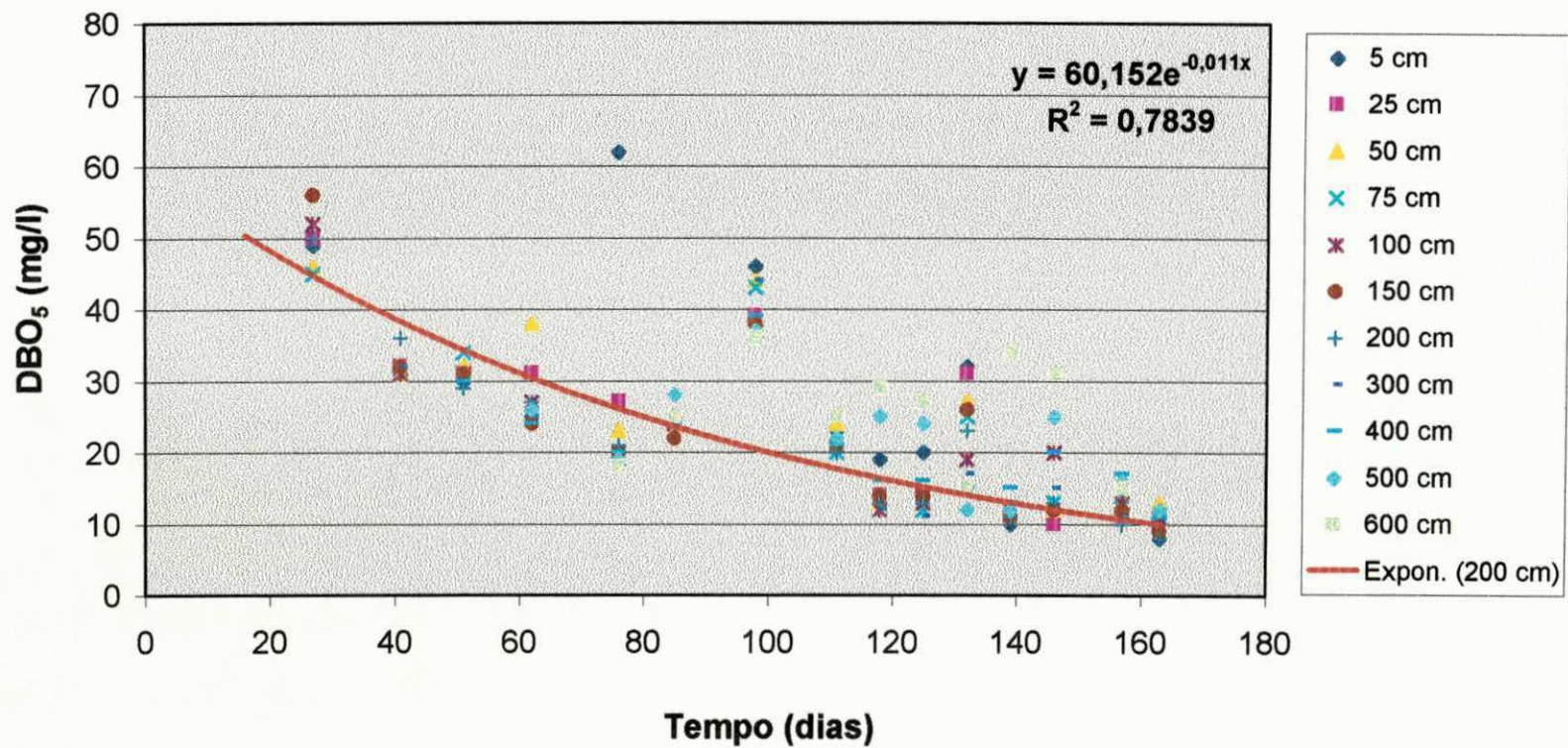


Figura 4.9 - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1.

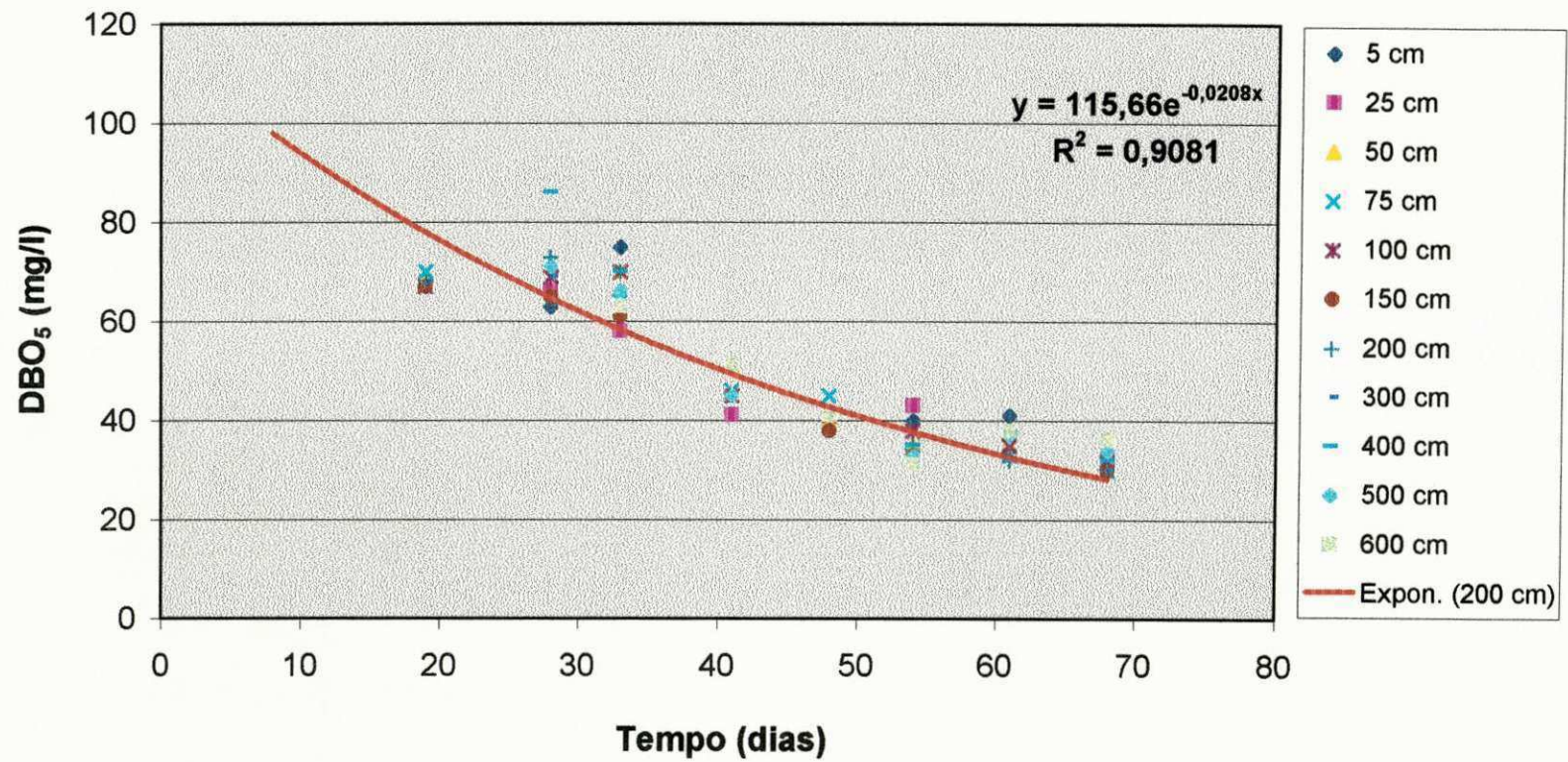


Figura 4.10 - Variação temporal de DBO₅ com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2.

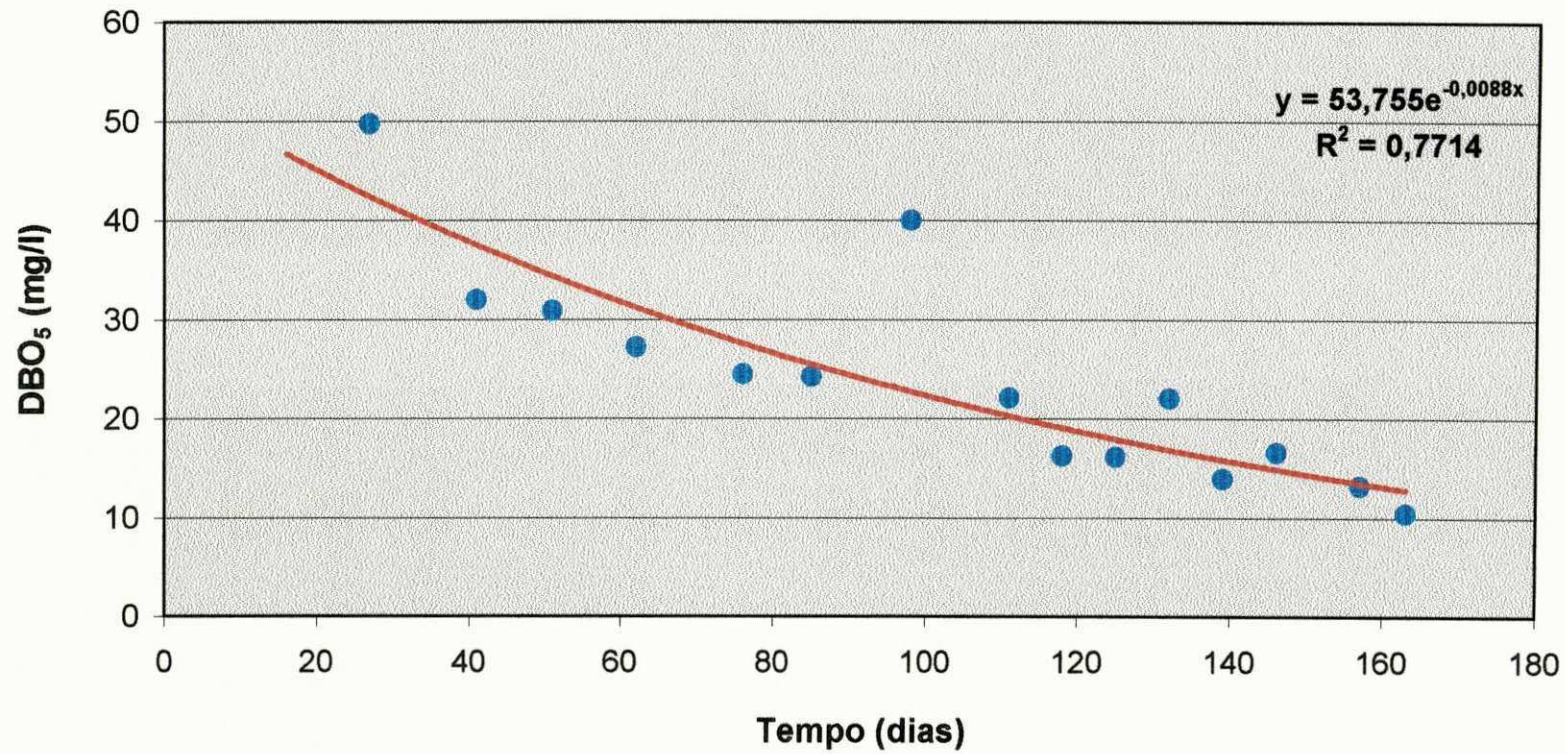


Figura 4.11 - Variação temporal de DBO₅ com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1.

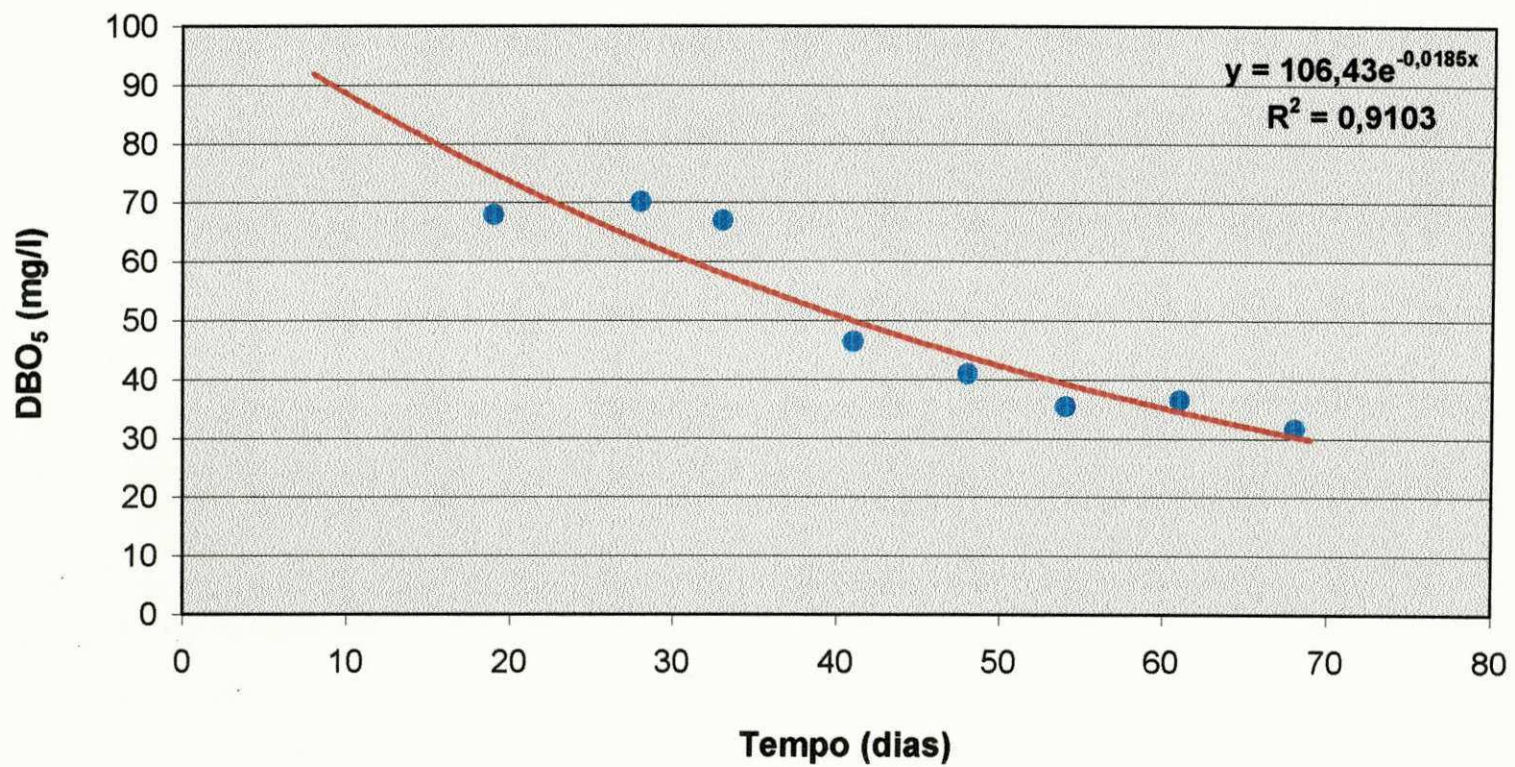


Figura 4.12 - Variação temporal de DBO₅ com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 2 .

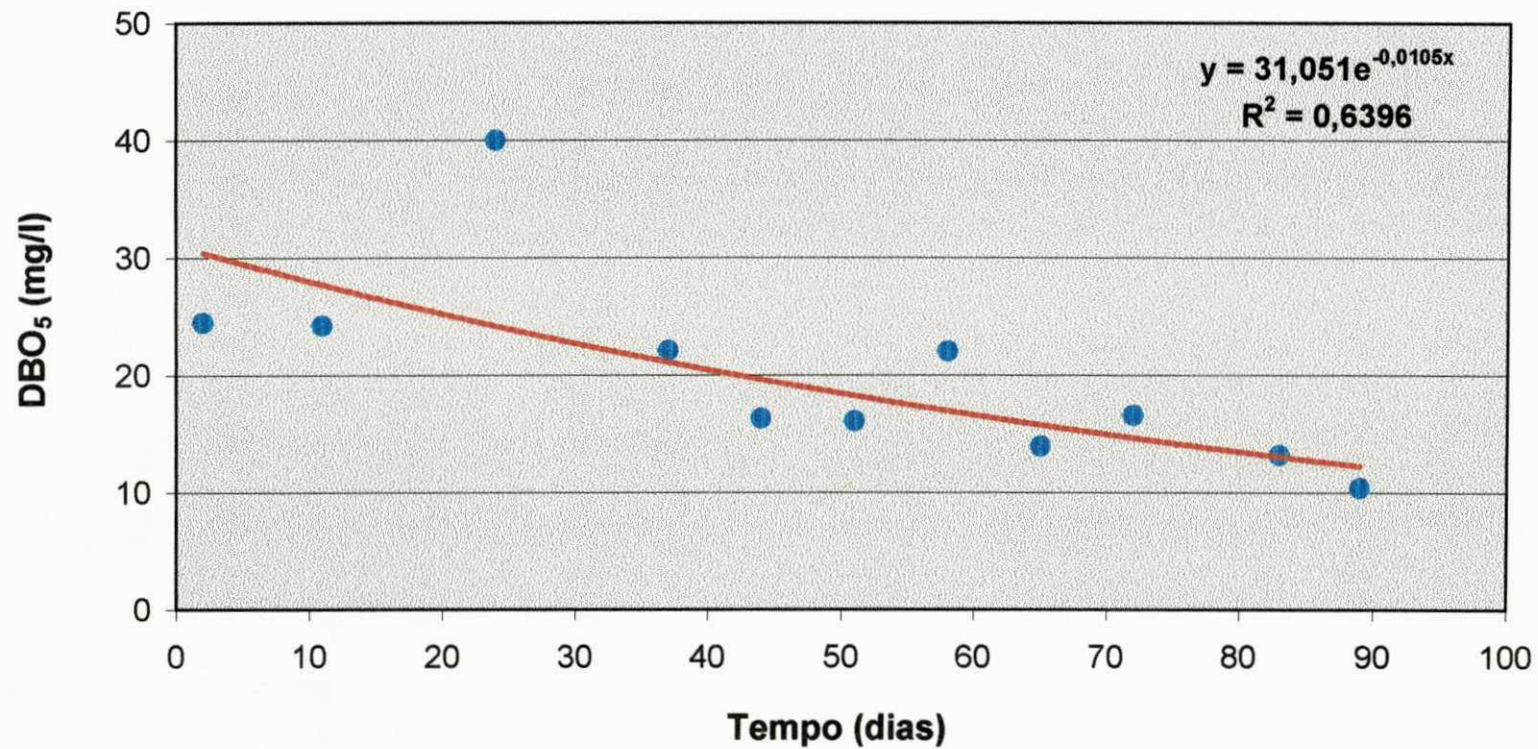


Figura 4.13 - Variação temporal de DBO₅ com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 1, somente durante a fase de descanso.

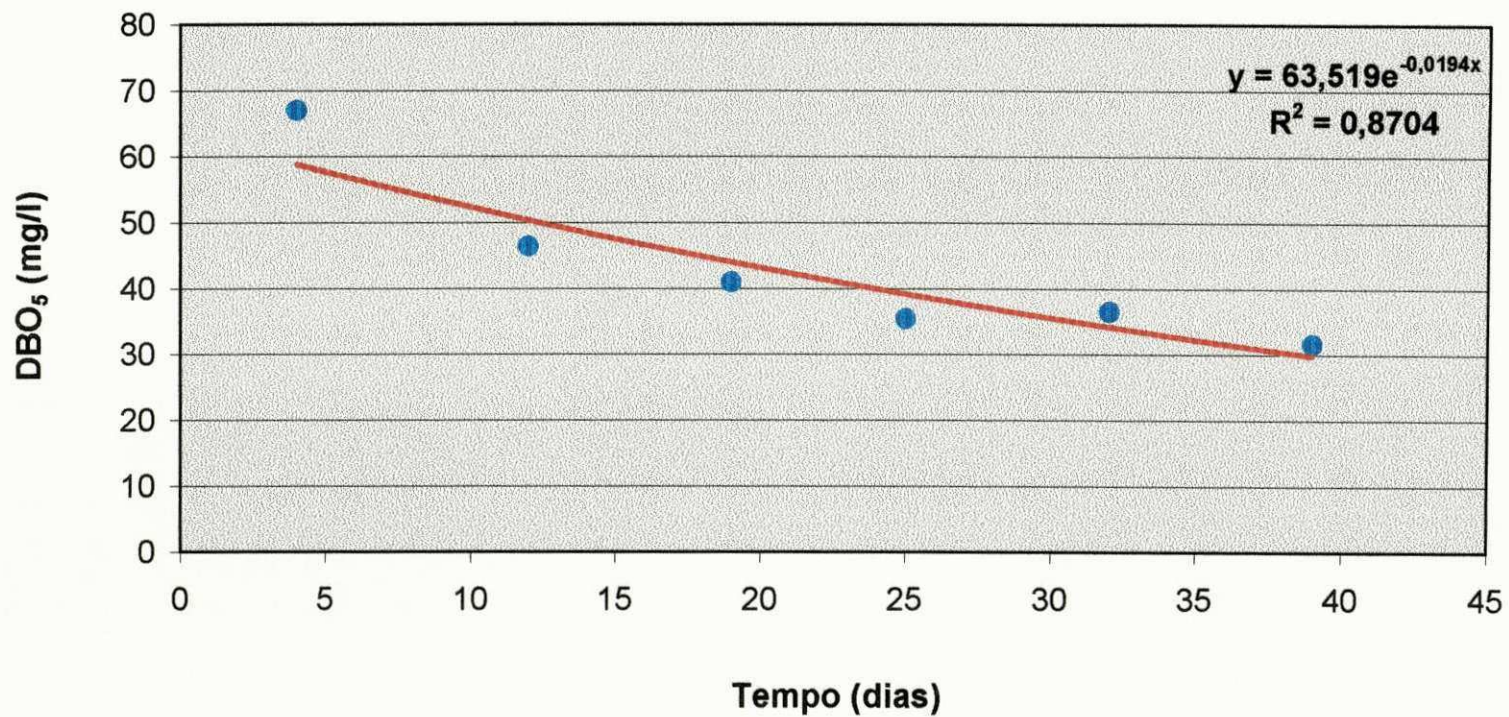


Figura 4.14 - Variação temporal de DBO₅ com base nos valores médios da coluna líquida no experimento 2, somente durante a fase de descanso.

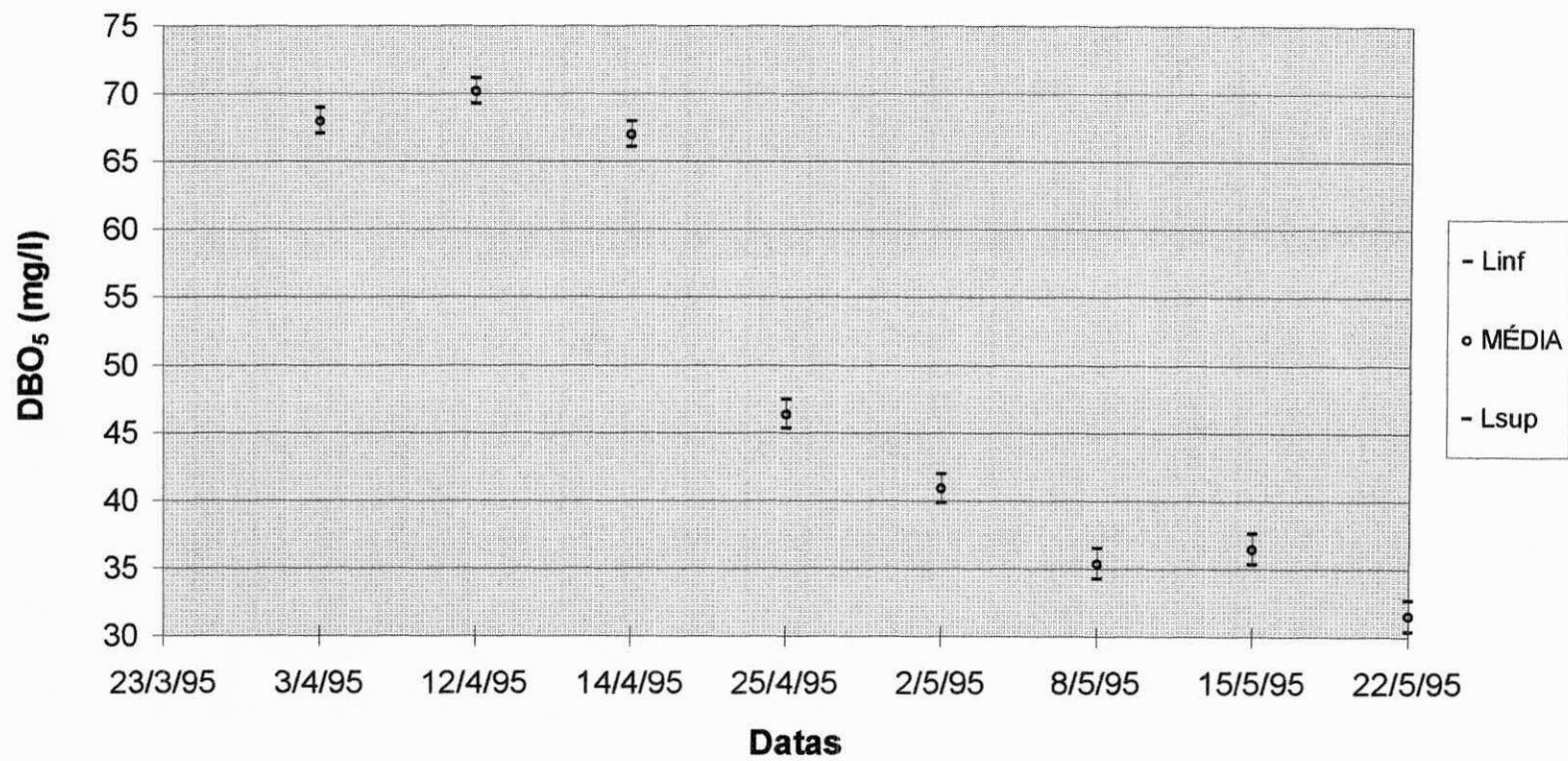


Figura 4.15 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de DBO₅ da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2.

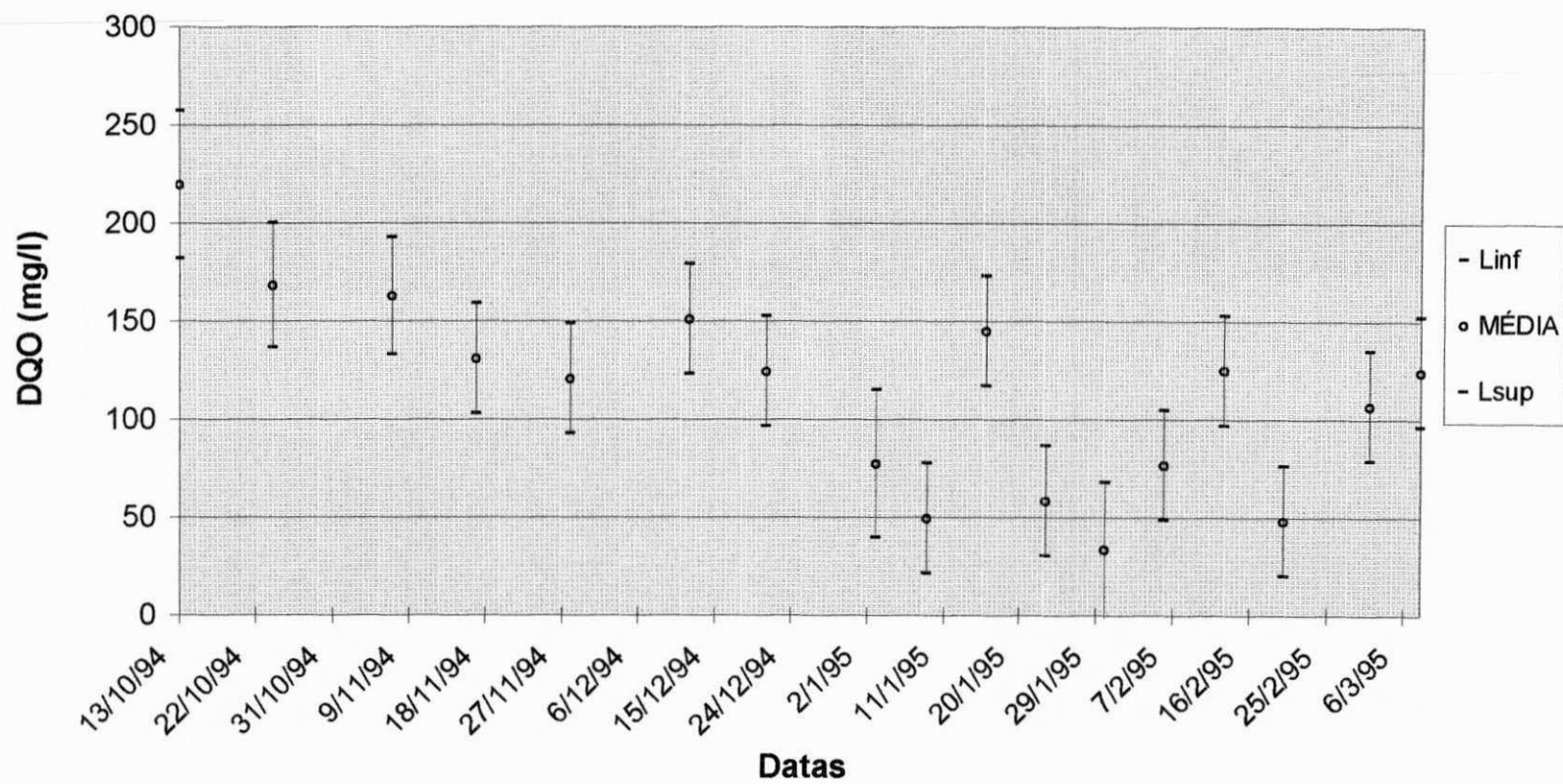


Figura 4.16 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de DQO da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1.

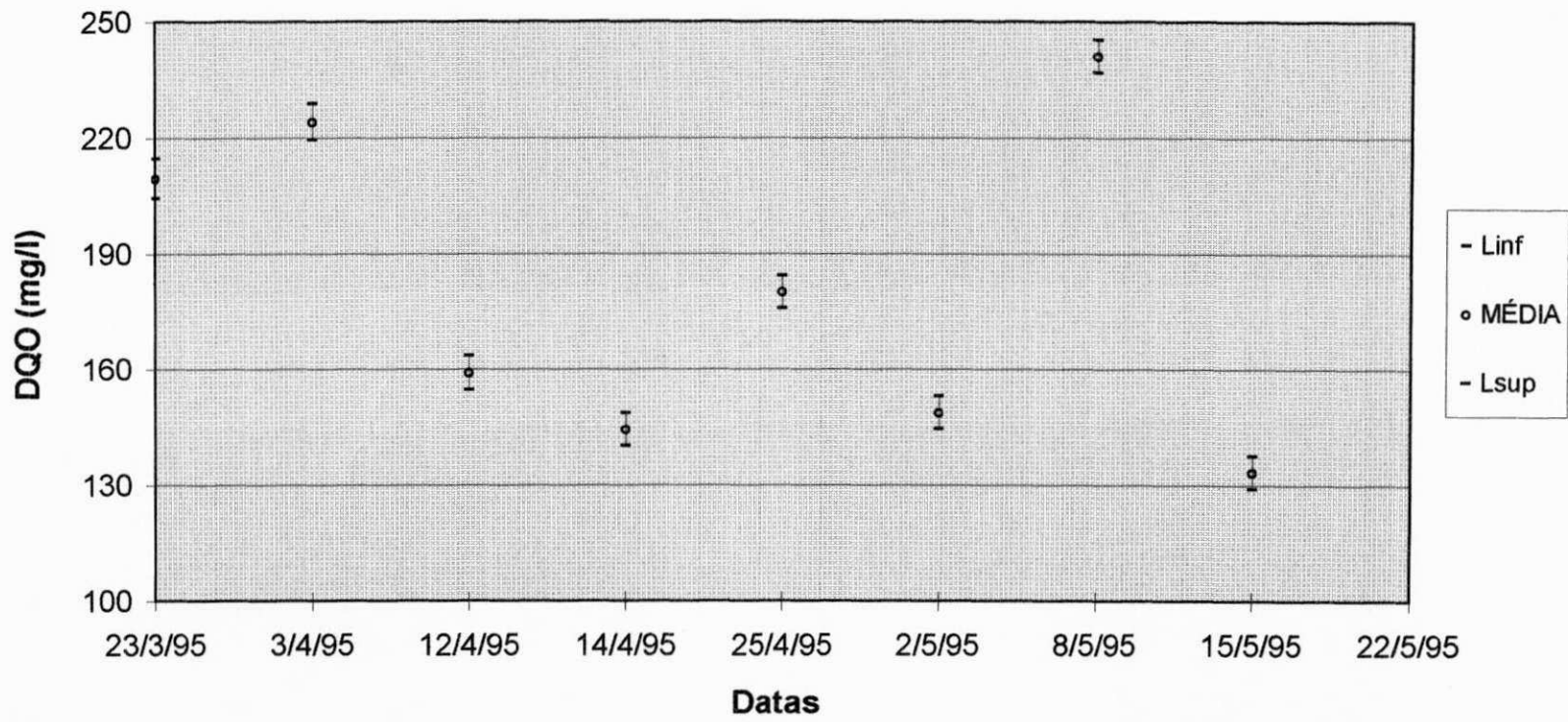


Figura 4.17 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de DQO da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2.

4.4.3 Sólidos suspensos (SS)

Na fase de enchimento do experimento 1, as concentrações médias de SS na massa líquida do reservatório foram de, respectivamente, 32 e 33 mg/l nas datas "a" e "b". A monitoração da fase de repouso demonstrou uma tendência declinante entre 54 (c) e 14 mg/l (d). No experimento 2, as concentrações médias nas quatro datas representativas estiveram na faixa 44-66 mg/l, não tendo sido caracterizada uma tendência definida.

A análise da distribuição temporal das concentrações de SS nos diferentes níveis do RE-3 nos experimentos 1 (Figura 4.18) e 2 (Figura 4.19) mostrou a tendência dos níveis superiores, especialmente 5, 25 e 50 cm no experimento 1 e 5 e 25 cm e de modo particular o nível 5 cm, no experimento 2, apresentarem maiores concentrações. Essa tendência pode ser atribuída ao desenvolvimento de algas, cianobactérias e microcrustáceos na camada superficial aeróbia mais influenciada pela luz solar.

No experimento 1 essa tendência foi mantida até por volta de 100 dias de operação. A partir daí, particularmente o nível 600 cm, mais próximo da camada de lodo, apresentou maiores concentrações. No experimento 2, foi mantida a mesma tendência em todo o período de operação.

A análise das concentrações médias da coluna líquida demonstrou que, ao longo do tempo, os teores de sólidos suspensos diminuíram gradativamente no experimento 1 (Figura 4.20), havendo, após os 100 dias de operação, uma predominância de concentrações médias menores que 30 mg/l que representa o limite tradicionalmente aceito (Bartone, 1986) para lançamento em corpos de água. Ultimamente, reconhecendo que SS devidos a algas, cianobactérias e microcrustáceos apresentam comportamento diferente de partículas de detritos, em corpos receptores, alguns autores (Gloyna & Tischler, 1981) e organizações, tais como a Comunidade Européia, têm admitido limites maiores, como por exemplo, (CEC, 1991), 35 mg/l, para efluentes de unidades convencionais de tratamento e até 150 mg/l, para efluentes de reatores como lagoas de estabilização e processos que lhes sejam similares, respeitando um certo limite para a DBO₅ filtrada. Para

irrigação, o valor de 50 mg SS/l tem sido citado (Nakayama, 1982 *apud* Ayers & Westcot, 1991) como o limite além do qual ocorre prejuízo para os equipamentos de irrigação localizada.

No experimento 2 (Figura 4.21), ocorreu uma tendência mais leve de diminuição de concentrações médias de SS que no experimento 1. Após o 20º dia de operação, as concentrações médias foram mantidas entre 39 e 53 mg/l, situando-se fora dos limites comumente recomendados para lançamento, mas de um modo geral, houve uma predominância de valores médios atendendo ao limite para irrigação.

Os coeficientes de determinação (R^2) 27,9 (experimento 1) e 19,2 (experimento 2) muito baixos, definidos para a tendência exponencial ilustrada nas Figuras 4.20 e 4.21, indicam baixa variação explicada da variável dependente, ou seja, indicam que a variância de SS não é grandemente explicada pelo tempo. Isso é compreensível, graças ao fato de que os desenvolvimentos de organismos vivos que influem diretamente nas concentrações de SS, não são necessariamente função direta ou indireta do tempo de operação, mas podem decorrer de fatores relacionados à presença de material orgânico, nutrientes, condições climáticas favoráveis e, até mesmo, de uma combinação desses elementos.

A análise de variância demonstrou a existência de diferenças significativas entre as médias da coluna líquida do RE-3 em ambos os experimentos, conforme atesta a estatística F (exp 1 = 29,5 ; exp 2 = 7,2) maior que $F_{\text{crítico}}$ (exp 1 = 1,7 ; exp 2 = 2,1), mas a ilustração sobre onde e como essas diferenças ocorreram não parece ser relevante no contexto deste trabalho.

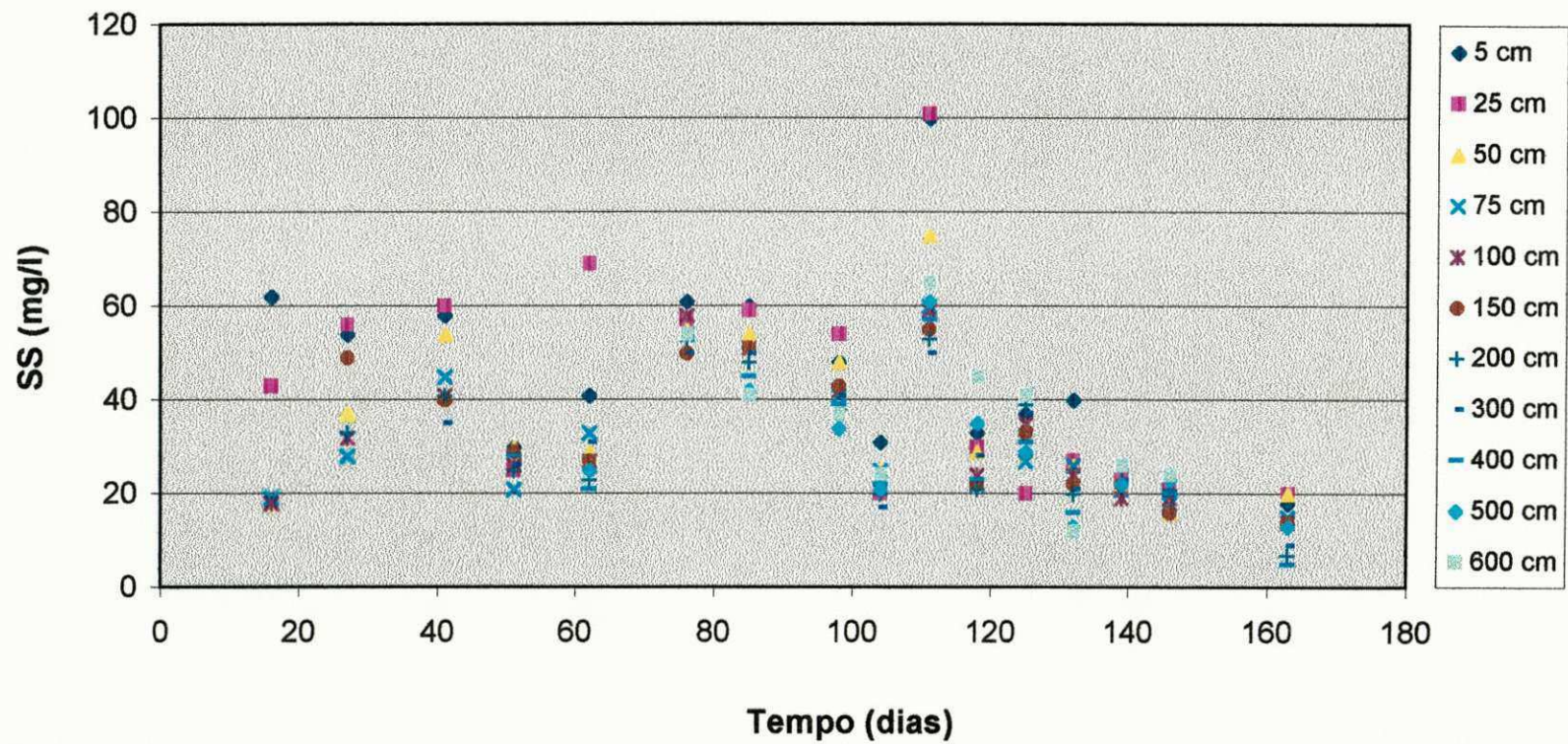


Figura 4.18 - Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos nos diferentes níveis da profundidade do reservatório RE-3, durante todo o experimento 1.

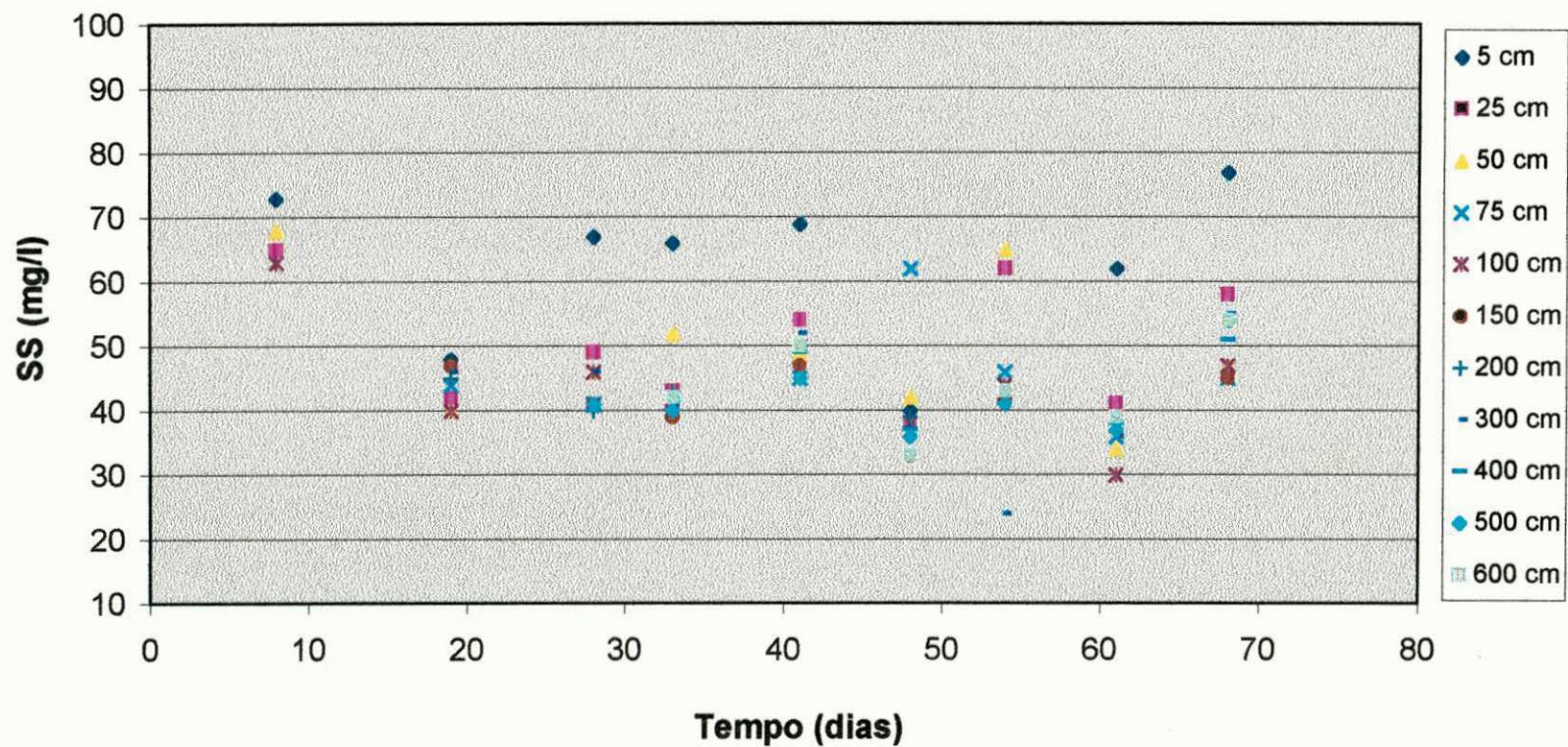


Figura 4.19 - Variação temporal das concentrações de sólidos suspensos nos diferentes níveis da profundidade do reservatório RE-3 durante todo o experimento 2.

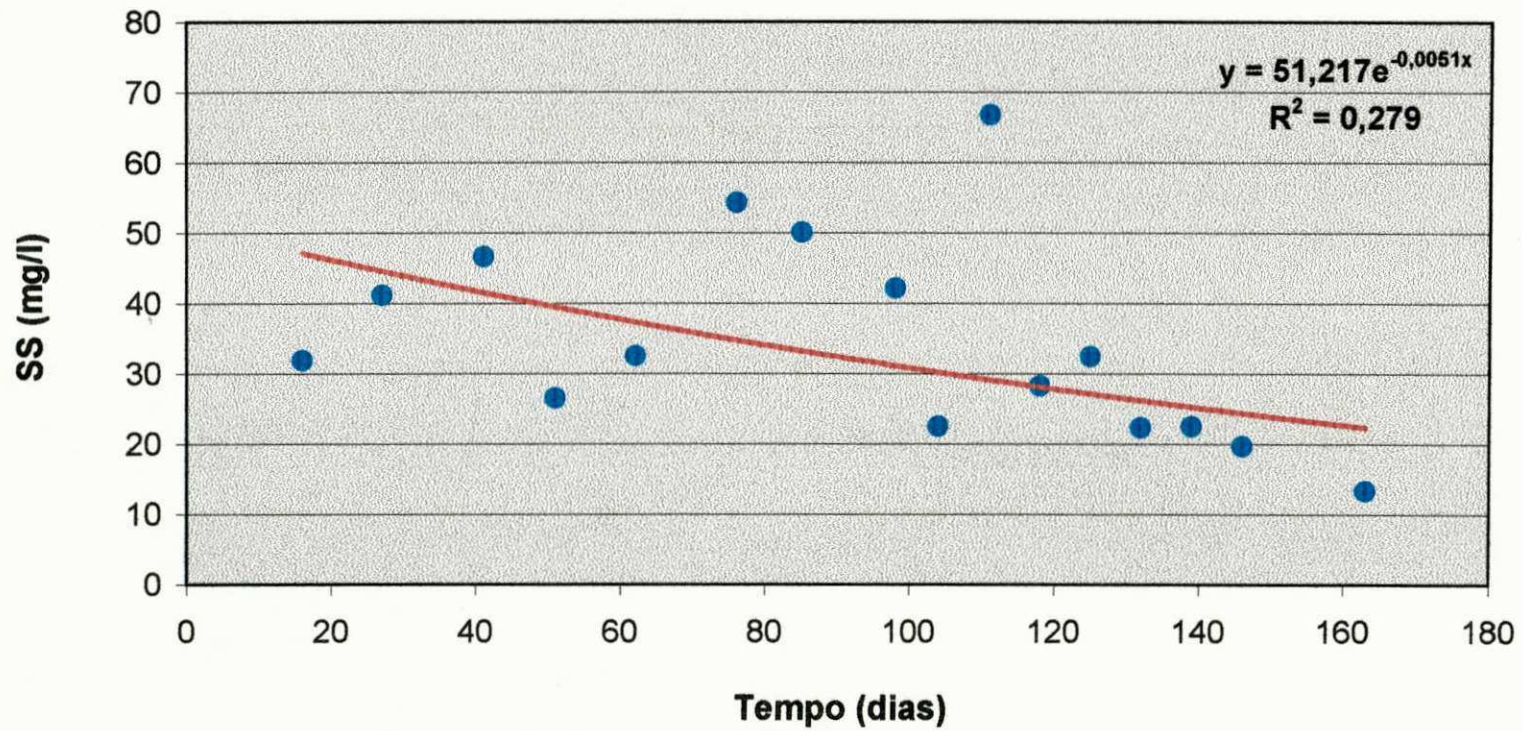


Figura 4.20 - Variação temporal das concentrações médias de sólidos suspensos na coluna líquida do RE-3, no experimento 1 .

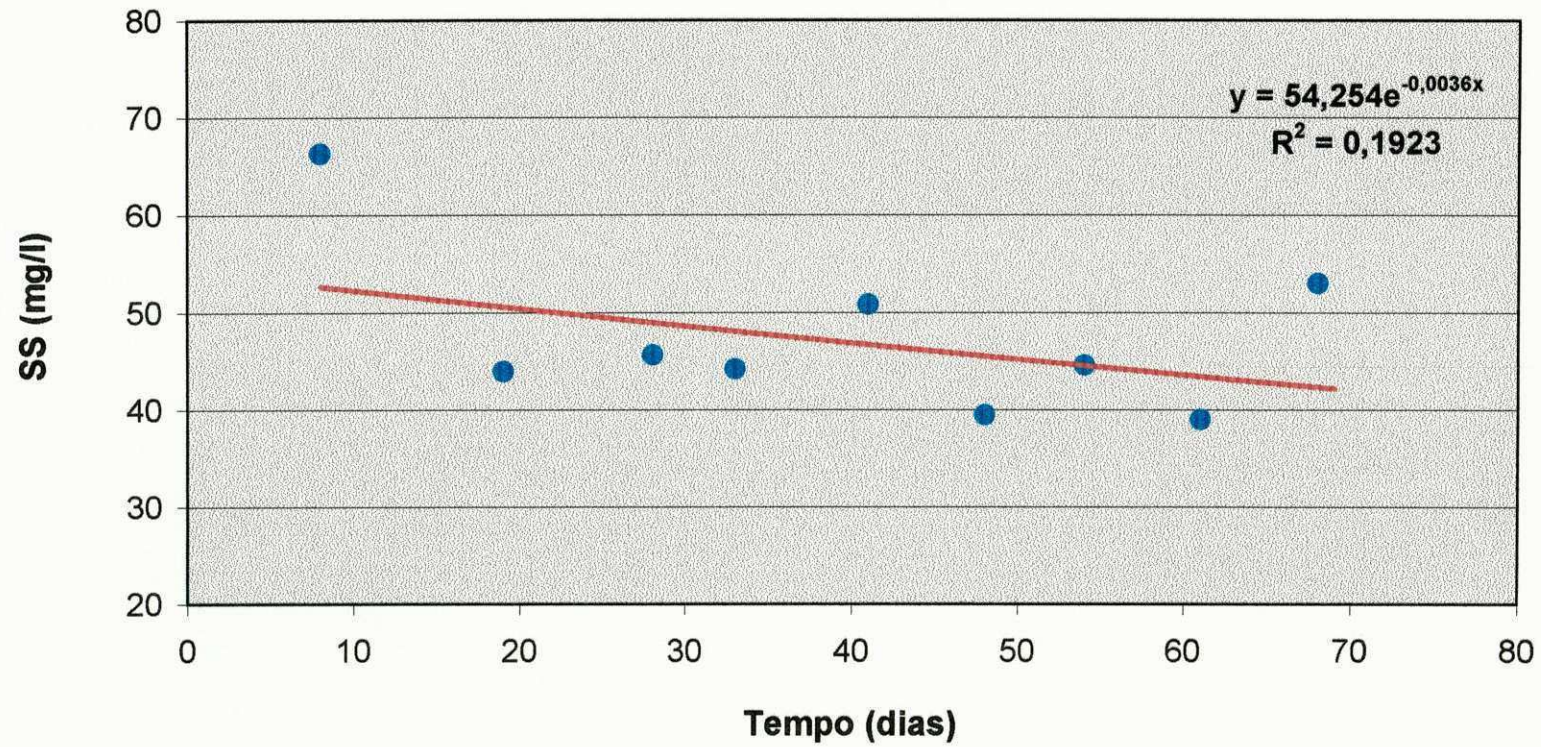


Figura 4.21 - Variação temporal das concentrações médias de sólidos suspensos na coluna líquida do RE-3, no experimento 2.

4.4.4 Alcalinidade total

A alcalinidade total média da coluna líquida do reservatório, nos dois experimentos, apresentou ligeira tendência de crescimento, o que é demonstrado pelos valores apresentados nas Tabelas 4.2 (exp 1) e 4.3 (exp 2) para as quatro datas representativas da operação do reservatório. Somente as faixas de valores médios foram distintas: 371 – 398 mg CaCO₃/l (exp 1) e 330 – 349 mg CaCO₃/l (exp 2).

As Figuras 4.22 e 4.23 mostram a distribuição temporal da alcalinidade total nos diferentes níveis da profundidade do reservatório, respectivamente nos experimentos 1 e 2, ao longo de todo o período de operação. Deve ser destacado que, particularmente no experimento 1, e a partir da fase de repouso, houve uma tendência dos maiores valores de alcalinidade estarem associados a amostras coletadas dos níveis mais profundos, principalmente o nível 600 cm. A maior proximidade da camada de lodo deve determinar a ocorrência de maiores concentrações de alcalinidade, pelo fato de que a atividade biológica anaeróbia no sedimento contribui para a massa líquida com quantidades mais expressivas de produtos alcalinos, como amônia e sais de ácidos orgânicos voláteis (de Oliveira, 1983).

A aplicação de ANOVA aos dados de alcalinidade demonstra a existência de diferenças significativas entre as médias da coluna líquida no decorrer do tempo, conforme demonstram os valores da estatística F apresentados na Tabela 4.6 .

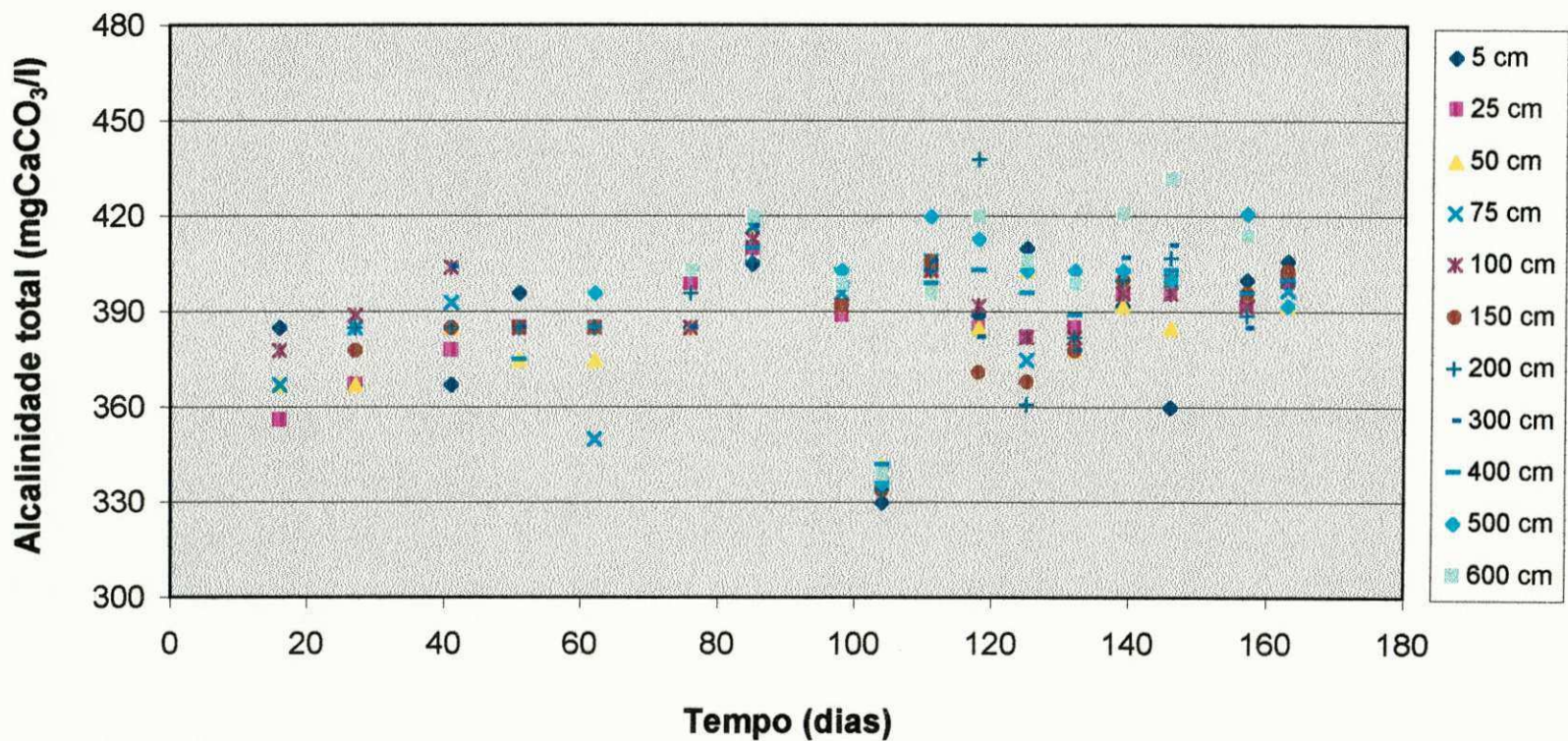


Figura 4.22 - Variação temporal de alcalinidade total com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1.

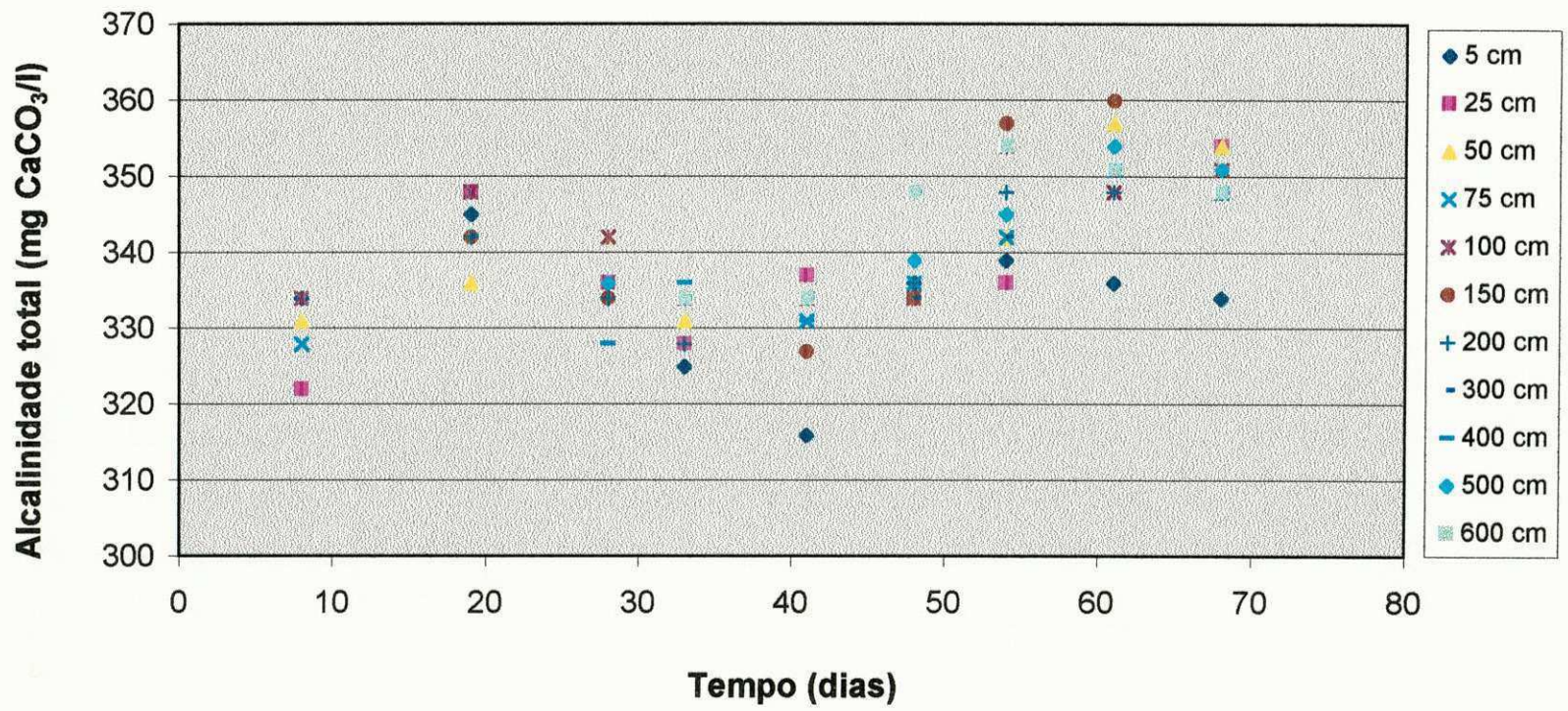


Figura 4.23 - Variação temporal de alcalinidade total com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados da coluna líquida durante todo o experimento 2.

4.4.5 Temperatura

Iniciado em 27.09.94 e estendendo-se até 08.03.95, o experimento 1 foi levado a efeito em condições tipicamente de estiagem na região de Campina Grande – PB, enquanto que o experimento 2 (15.03.95 – 22.03.95) ocorreu num período típico de chuvas. Isso determinou comportamentos distintos na distribuição das temperaturas nos diferentes níveis do reservatório, ao longo do tempo, conforme ilustrado nas Figuras 4.24 (exp 1) e 4.25 (exp 2). No primeiro experimento, uma tendência de elevação da temperatura, na faixa 25 – 28 °C, foi observada tanto das camadas mais profundas para as mais superficiais, especialmente os níveis 5 e 25 cm como ao longo do tempo, em decorrência da acentuação das condições de estiagem e aumento da temperatura do ar. No experimento 2, ocorreu tendência de diminuição da temperatura do reservatório, de 28 para 24 °C, em consequência da diminuição da temperatura do ar. Deve ser destacado que, nesse experimento, especialmente no período correspondente à fase de repouso, ocorreu uma maior uniformidade de temperatura ao longo da coluna líquida (ver Figura 4.25), contrastando com o que ocorreu no experimento 1, no qual a massa líquida tendeu a uma maior estratificação térmica.

Conforme ilustrado nas Figuras 4.26 e 4.27, a variação da temperatura média da coluna líquida é grandemente explicada tanto no experimento 1 ($R^2 = 0,7411$) como no experimento 2 ($R^2 = 0,7115$) pelo tempo, ao longo do qual as respectivas condições de verão e inverno tenderam a ser acentuadas.

Os altos valores da estatística F, determinada para a temperatura, em ambos os experimentos, comparados aos valores críticos (ver Tabela 4.6), definiram a existência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as médias de temperatura da coluna líquida ao longo do tempo de operação, conforme demonstrado nas Figuras 4.28 (exp 1) e 4.29 (exp 2). No experimento 1, o período entre 23.01 e 08.03.95 (calor mais intenso) correspondeu à fase de ocorrência de maiores temperaturas médias enquanto que, no experimento 2, ocorreram as menores temperaturas médias da coluna líquida no período entre 08 e 22.05.95 (período tipicamente mais frio).

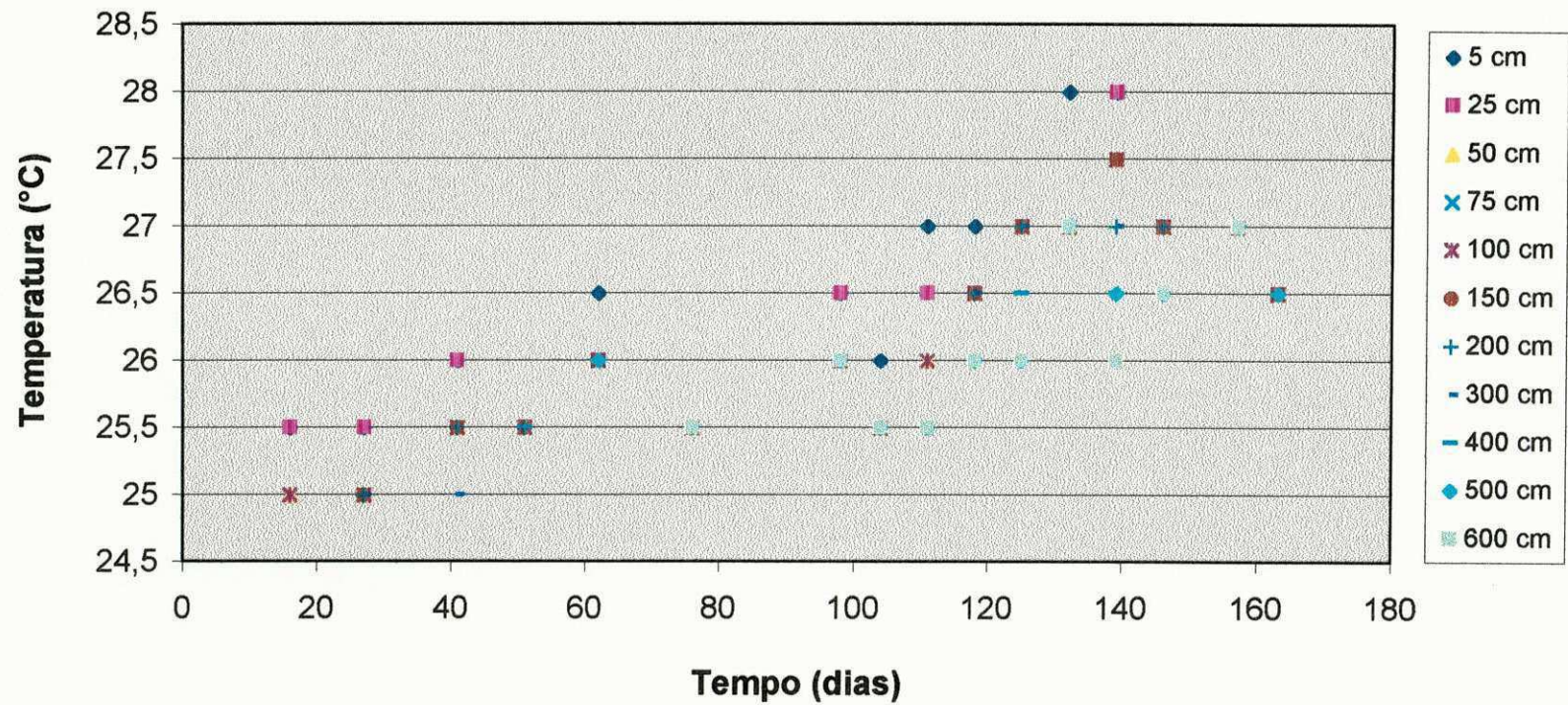


Figura 4.24 - Variação temporal de temperatura com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1.

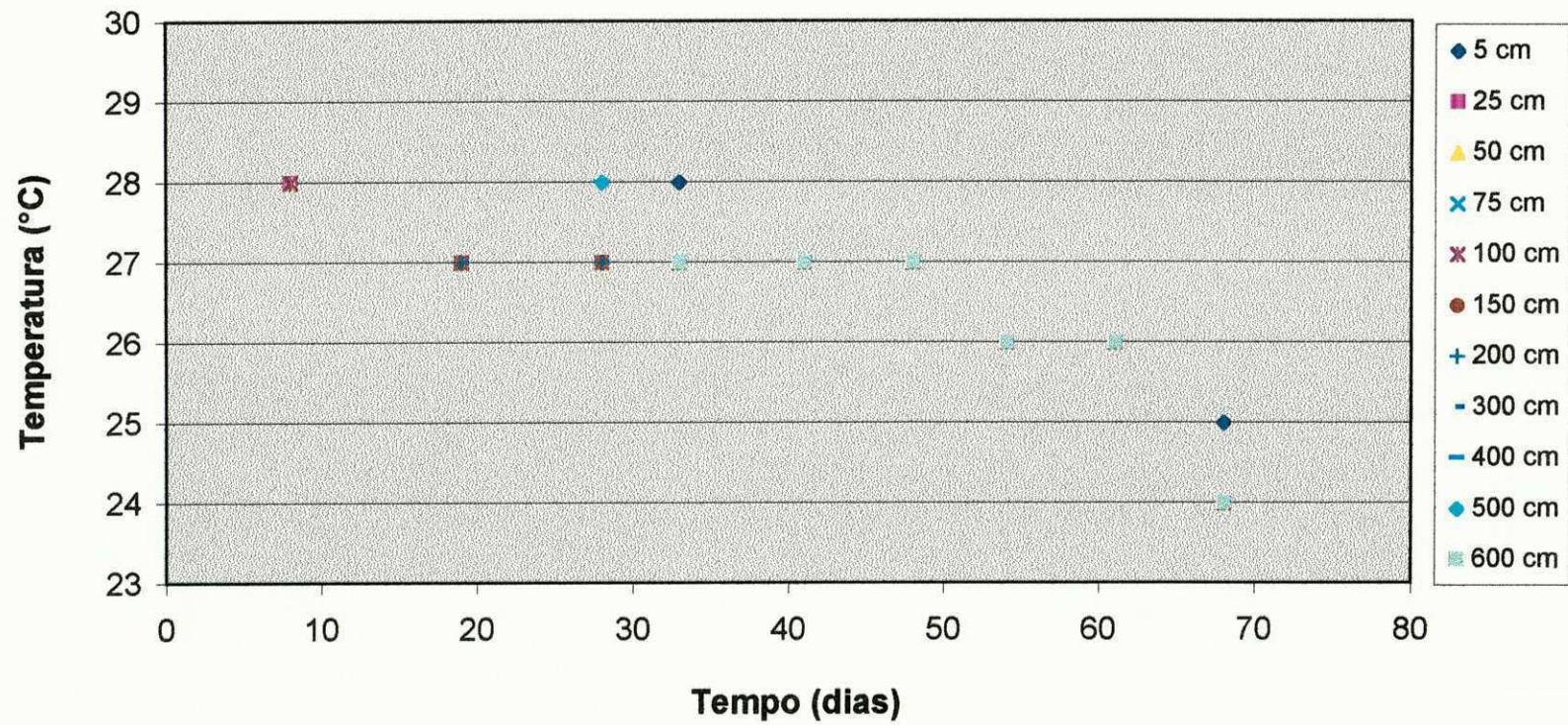


Figura 4.25 - Variação temporal de temperatura com base nas medidas obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2.

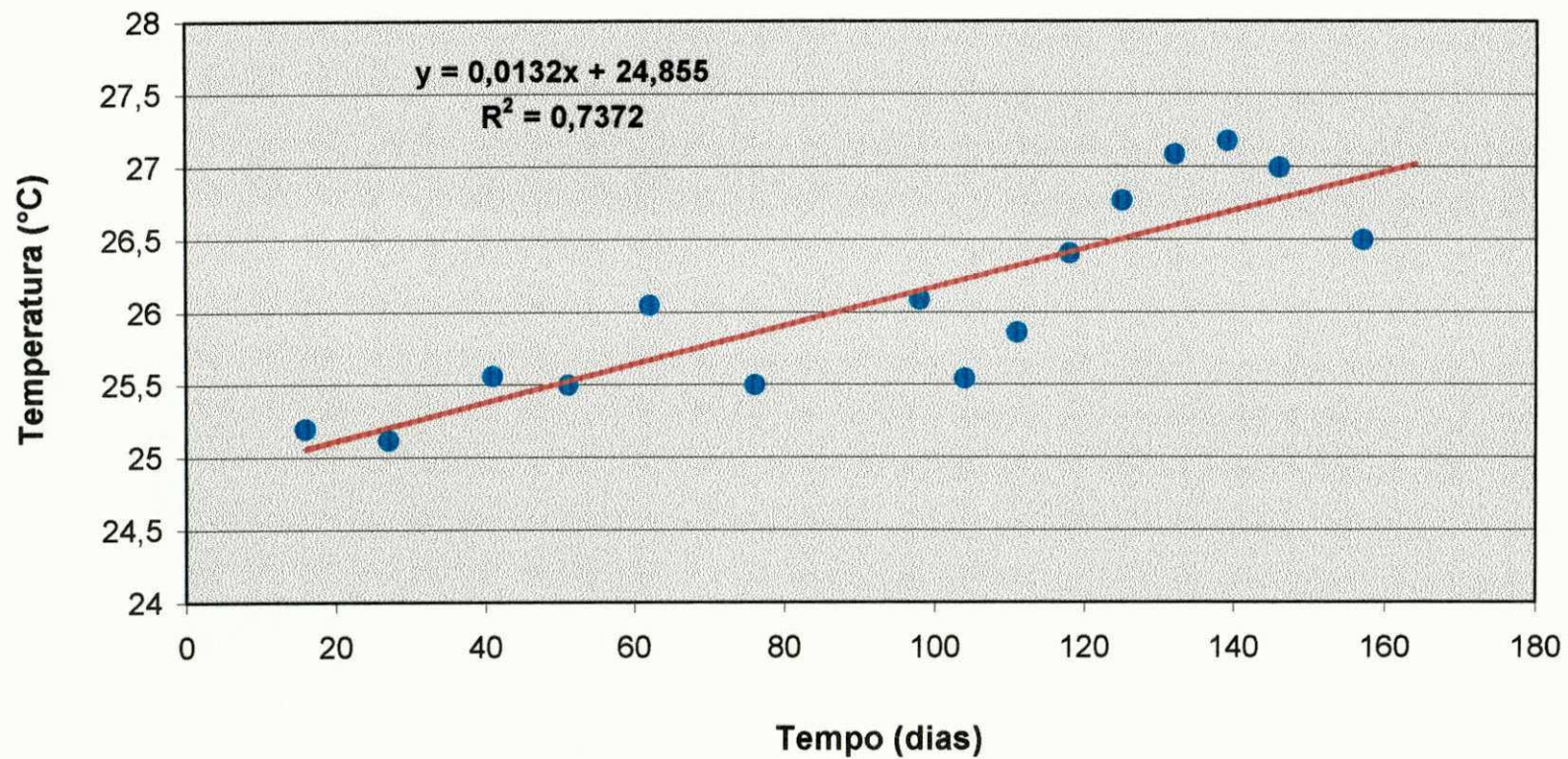


Figura 4.26 - Variação temporal de temperatura com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1.

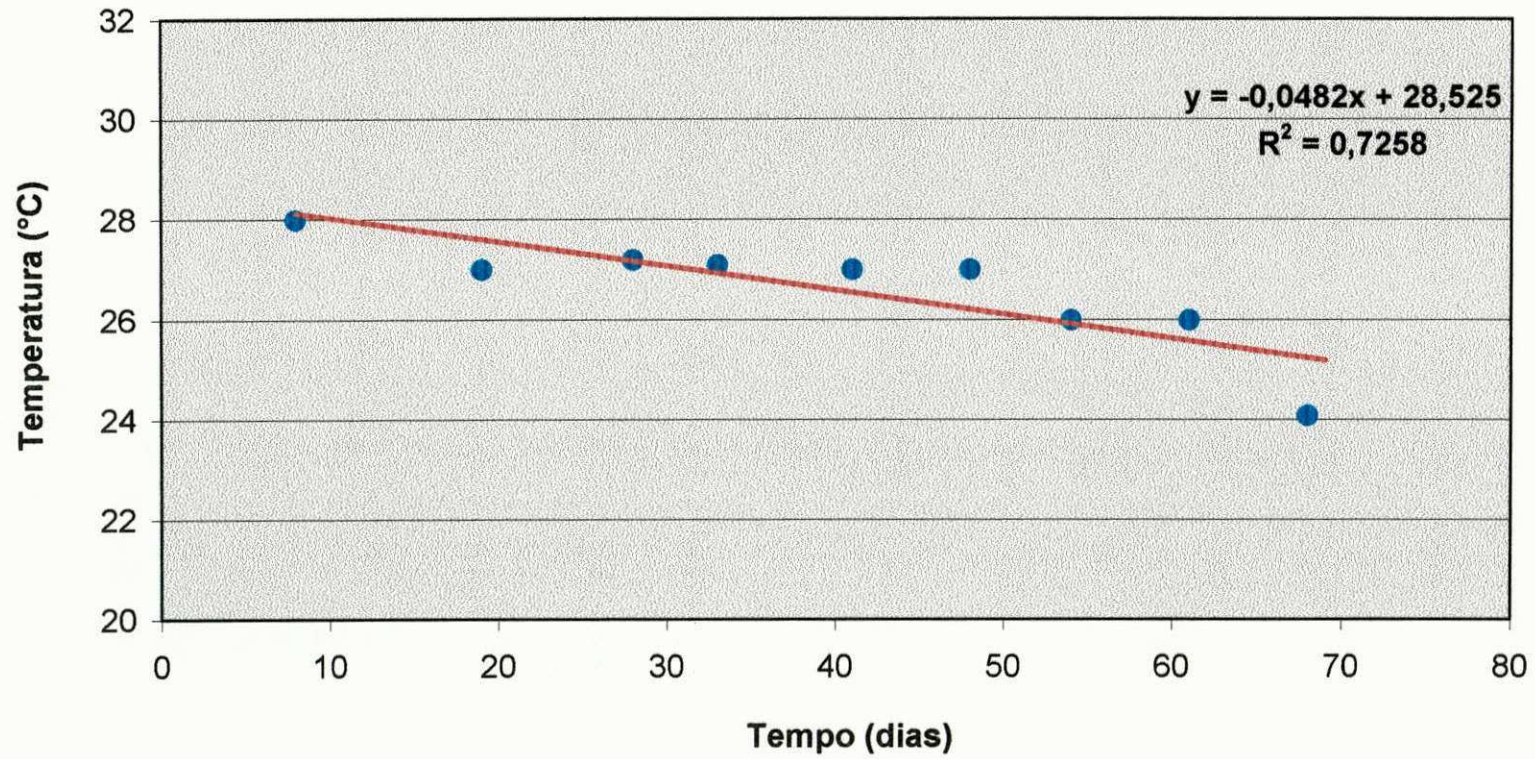


Figura 4.27 - Variação temporal de temperatura com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 2.

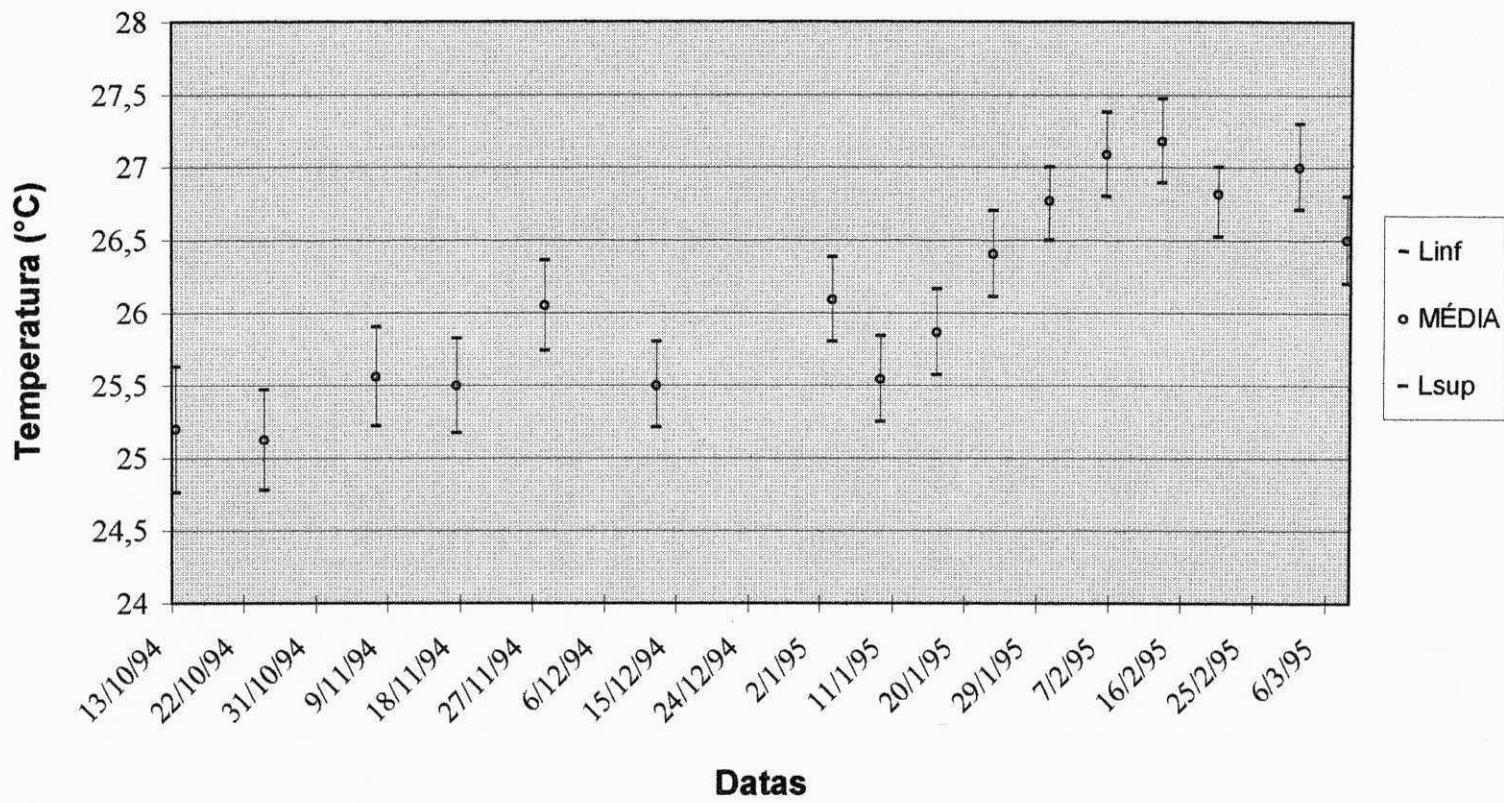


Figura 4.28 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da temperatura da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1.

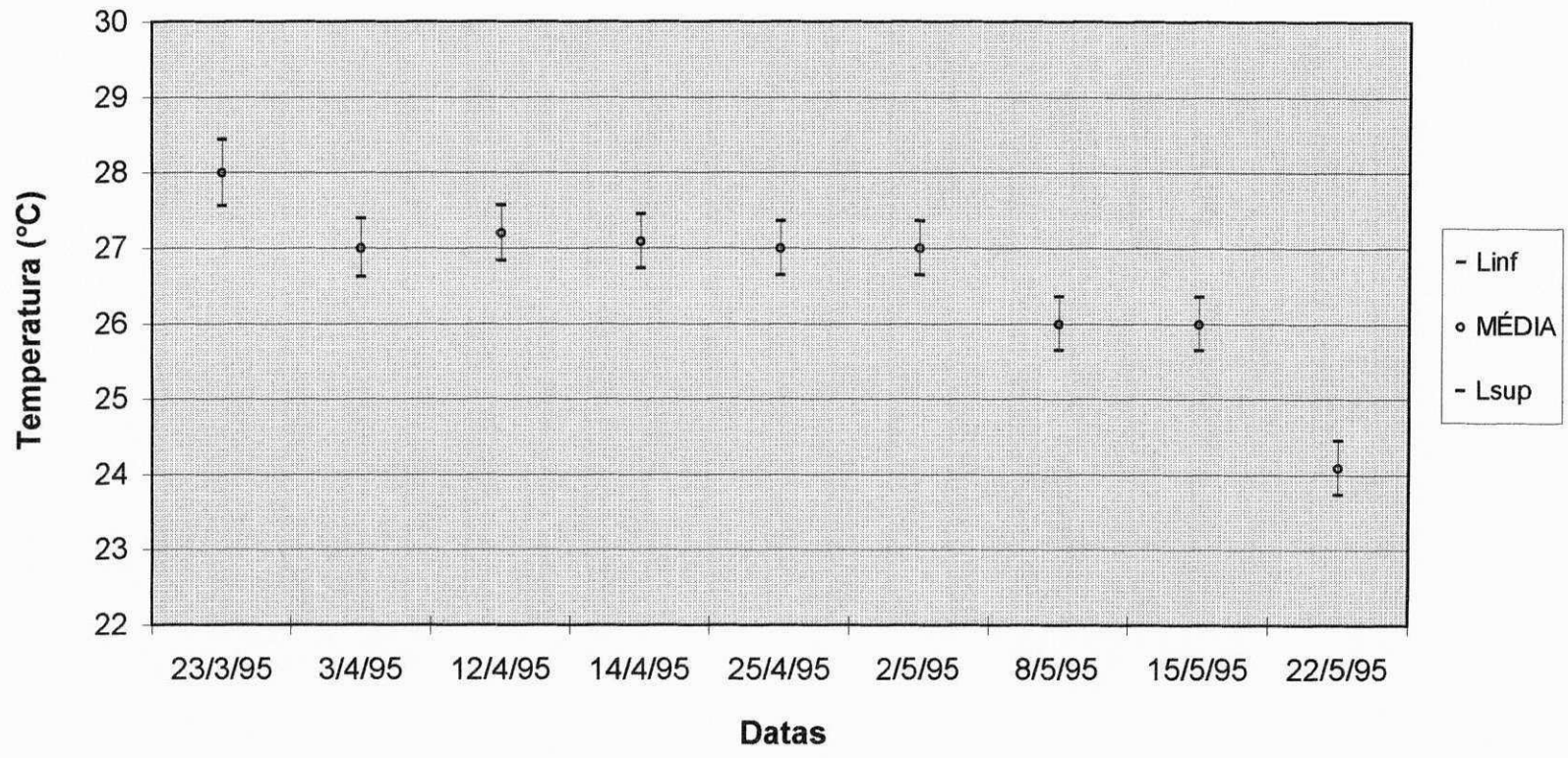


Figura 4. 29 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da temperatura da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2.

4.4.6 Oxigênio dissolvido (OD)

As concentrações mais elevadas de oxigênio dissolvido ocorreram nos níveis mais superficiais do reservatório RE-3, especialmente 5 e 25 cm no experimento 1 (Figura 4.30) e 5 cm no experimento 2 (Figura 4.31). Devido à ação fotossintética de algas e cianobactérias, as concentrações de oxigênio dissolvido tendem a crescer com o tempo, especialmente nesses níveis superficiais mais sujeitos à ação de penetração da luz solar. No nível 5 cm, por exemplo, foram detectadas concentrações de até 15,8 mg/l, no experimento 1 (132º dia de operação), e de até 2,9 mg/l, no experimento 2 (68º dia de operação).

As condições operacionais mais rigorosas, em termos de maiores cargas orgânica e hidráulica e menores tempos de enchimento e descanso, aplicadas ao reservatório no experimento 2, associadas a uma condição mais restrita de penetração de luz na massa líquida, determinaram resíduos menores de oxigênio dissolvido no reator, pelo menos no que foi observado nas amostras coletadas às 8 h da manhã, as quais ainda são muito influenciadas pelas condições predominantes durante a noite anterior. Nesse experimento, foi notável a predominância (89%) de concentrações nulas, sendo uma outra quantidade (9%) de valores abaixo de 0,5 mg/l. Isso contrasta com os dados do experimento 1, no qual as concentrações nulas (75%) e as iguais ou menores que 0,5 mg/l (menos de 6%), correspondem a frações percentuais menores.

As Figuras 4.32 e 4.33 ilustram o comportamento do oxigênio dissolvido no reservatório, respectivamente nos experimentos 1 e 2, com base nos valores médios da coluna líquida, sendo enfatizado que, embora tenha ocorrido uma tendência de crescimento em ambos, as faixas de variação dessas médias no primeiro (0 – 4,9 mg/l) e no segundo (0 – 0,3 mg/l) experimentos são bem distintas.

Essa estreita faixa de variação das médias no experimento 2 não permitiu, na ANOVA, a observação de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$; $F = 0,8 < F_c = 2,1$) entre elas, contrastando com o que foi verificado no experimento 1 ($\alpha = 0,05$; $F = 5,8 > F_c = 2,1$).

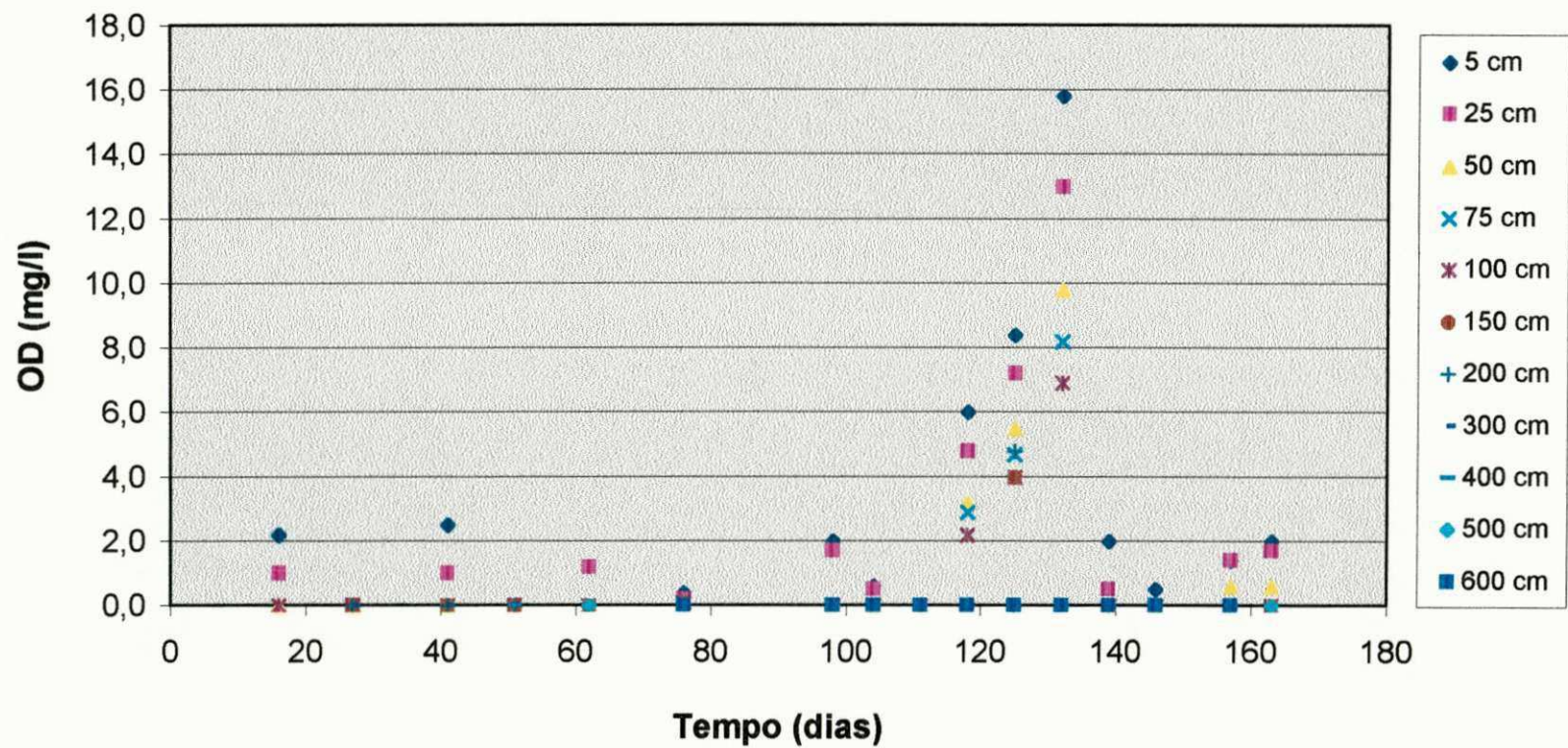


Figura 4.30 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1.

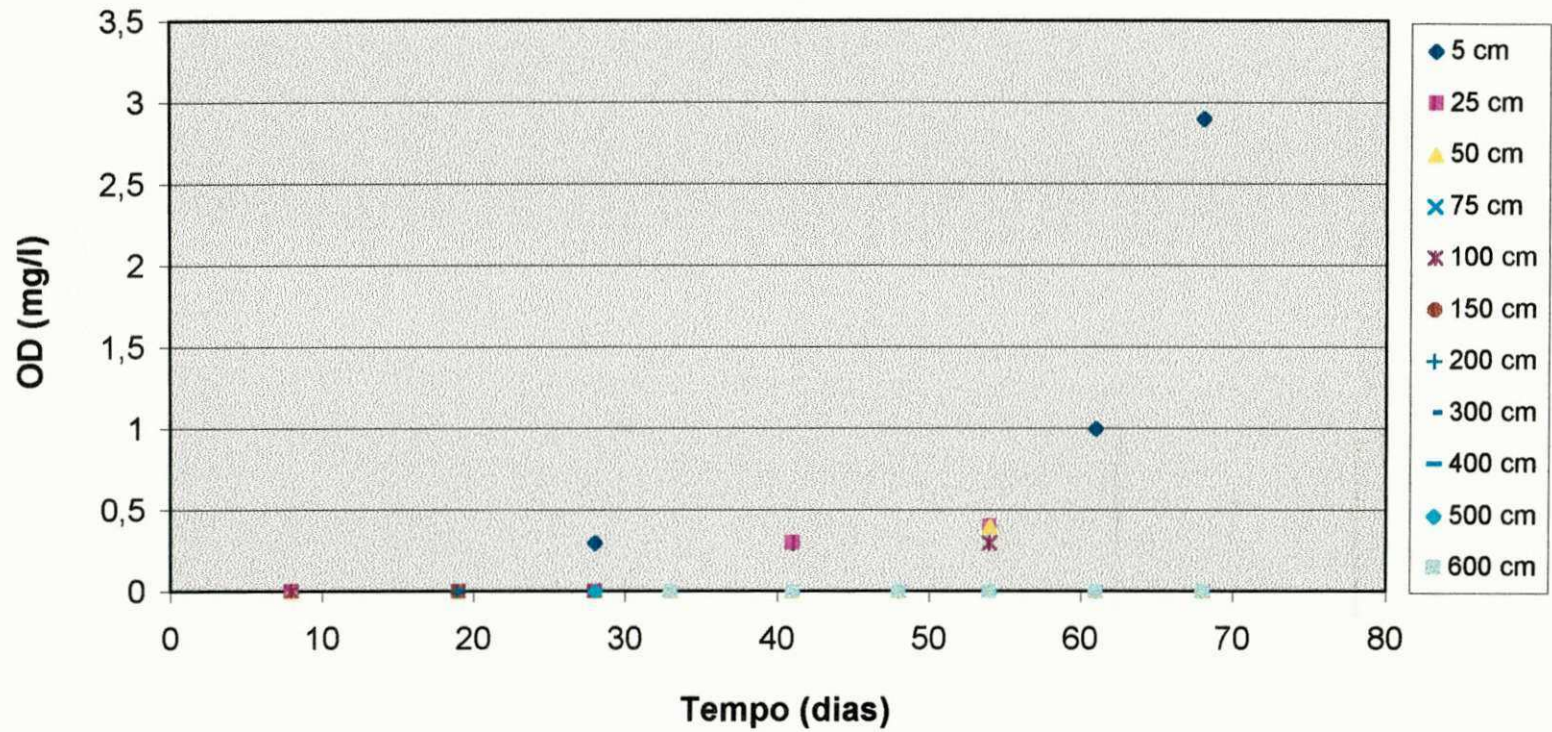


Figura 4.31 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2.

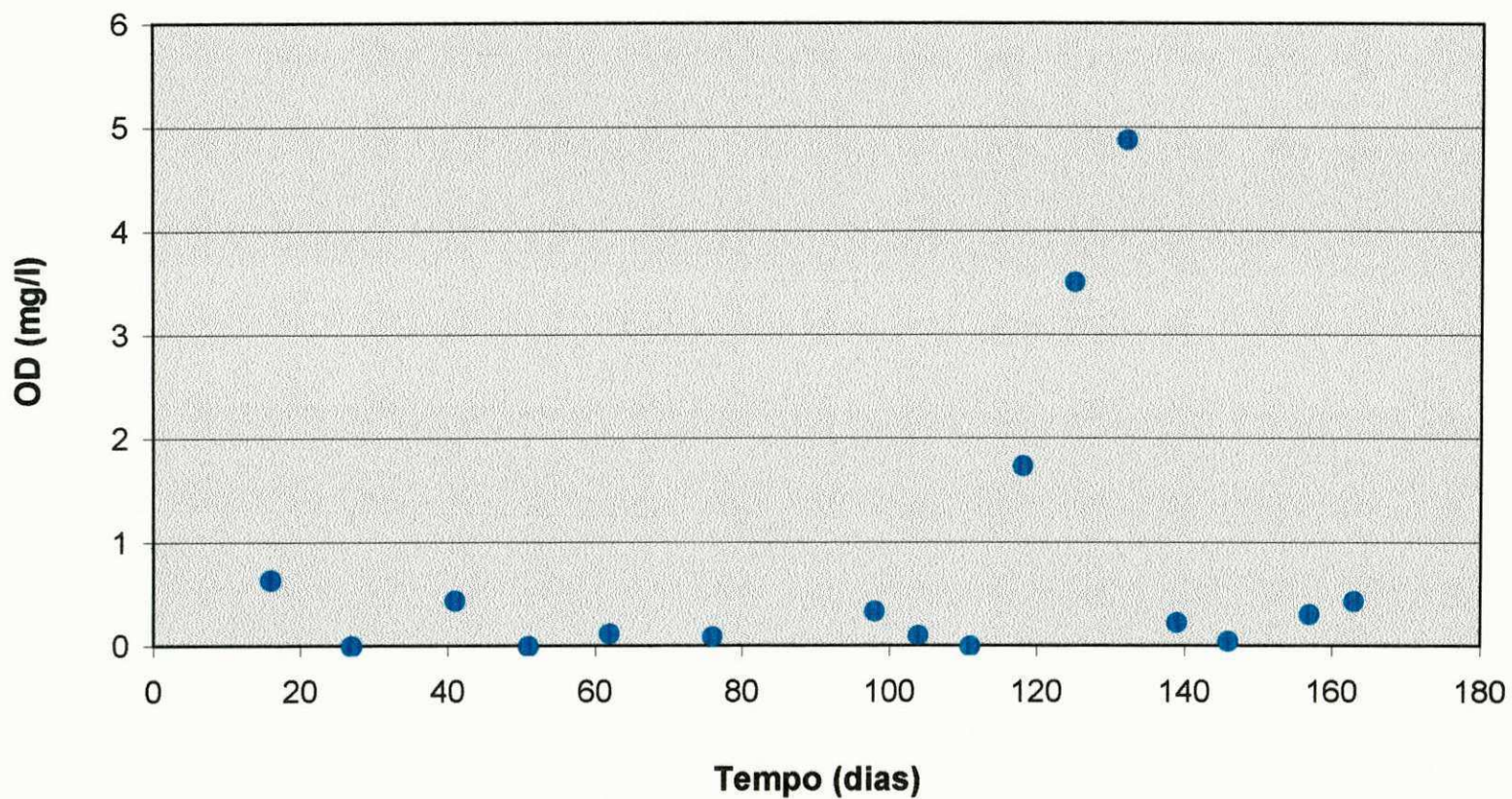


Figura 4. 32 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nos valores médios da coluna líquida durante todo o experimento 1.

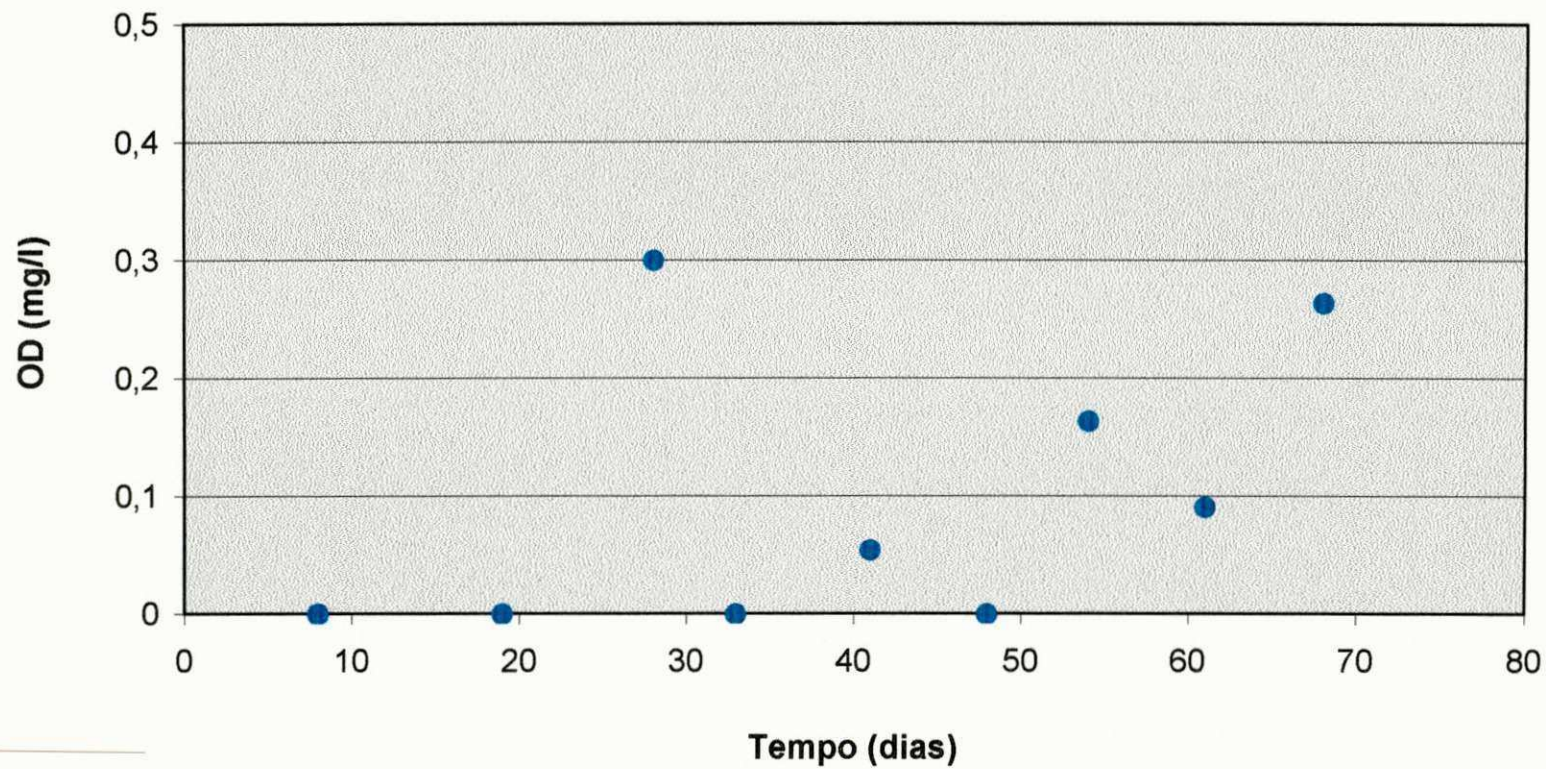


Figura 4.33 - Variação temporal de oxigênio dissolvido com base nos valores médios da coluna líquida durante o experimento 2.

4.4.7 pH

Os valores médios de pH da coluna líquida relativos às quatro datas representativas dos experimentos 1 (Tabela 4.2) e 2 (Tabela 4.3), demonstraram uma pequena tendência de aumento em ambos os experimentos. No primeiro, os valores médios variaram de 7,8 (a) a 8,0 (d) e, no segundo, entre 7,0 (a) e 7,6 (d), refletindo este uma maior concentração de gás carbônico resultante de uma maior presença de matéria orgânica e, portanto, de uma maior massa degradada.

As Figuras 4.34 (exp 1) e 4.35 (exp 2) ilustram a variação temporal do pH nos diversos níveis da coluna líquida e, como aconteceu com os parâmetros temperatura e oxigênio dissolvido, os maiores valores 8,5 (exp 1) e 7,8 (exp 2) foram detectados nas camadas mais superficiais do reservatório, como resultado de uma maior atividade fotossintética de algas e cianobactérias. Também deve ser destacado que, em ambos os experimentos, os níveis, de um modo geral e, particularmente os mais superficiais, apresentaram maiores valores na fase de descanso.

ANOVA aplicada aos dados de pH evidenciou a existência de diferenças significativas entre as médias da coluna líquida nos dois experimentos ($F = 51,2$ e $F_c = 1,7$, no experimento 1 e $F = 39,7$ e $F_c = 2,1$ no experimento 2). A comparação simultânea das médias (Figuras 4.36 e 4.37), usando os intervalos de confiança de 95% definidos pelo método GT-2, demonstrou, claramente, no experimento 1, a existência de duas fases distintas. A primeira fase, caracterizada por valores médios mais discretos, foi compreendida desde o início até o 118° dia de operação ou 44° dia de repouso (23/01/95) e a segunda, caracterizada por médias superiores a 8,0, pode ser observada a partir do 125° dia de operação e 51° dia de repouso (30/01/95). No experimento 2, com exceção da média do primeiro dia de monitoração ainda na fase de enchimento, todas as médias formam um conjunto homogêneo.

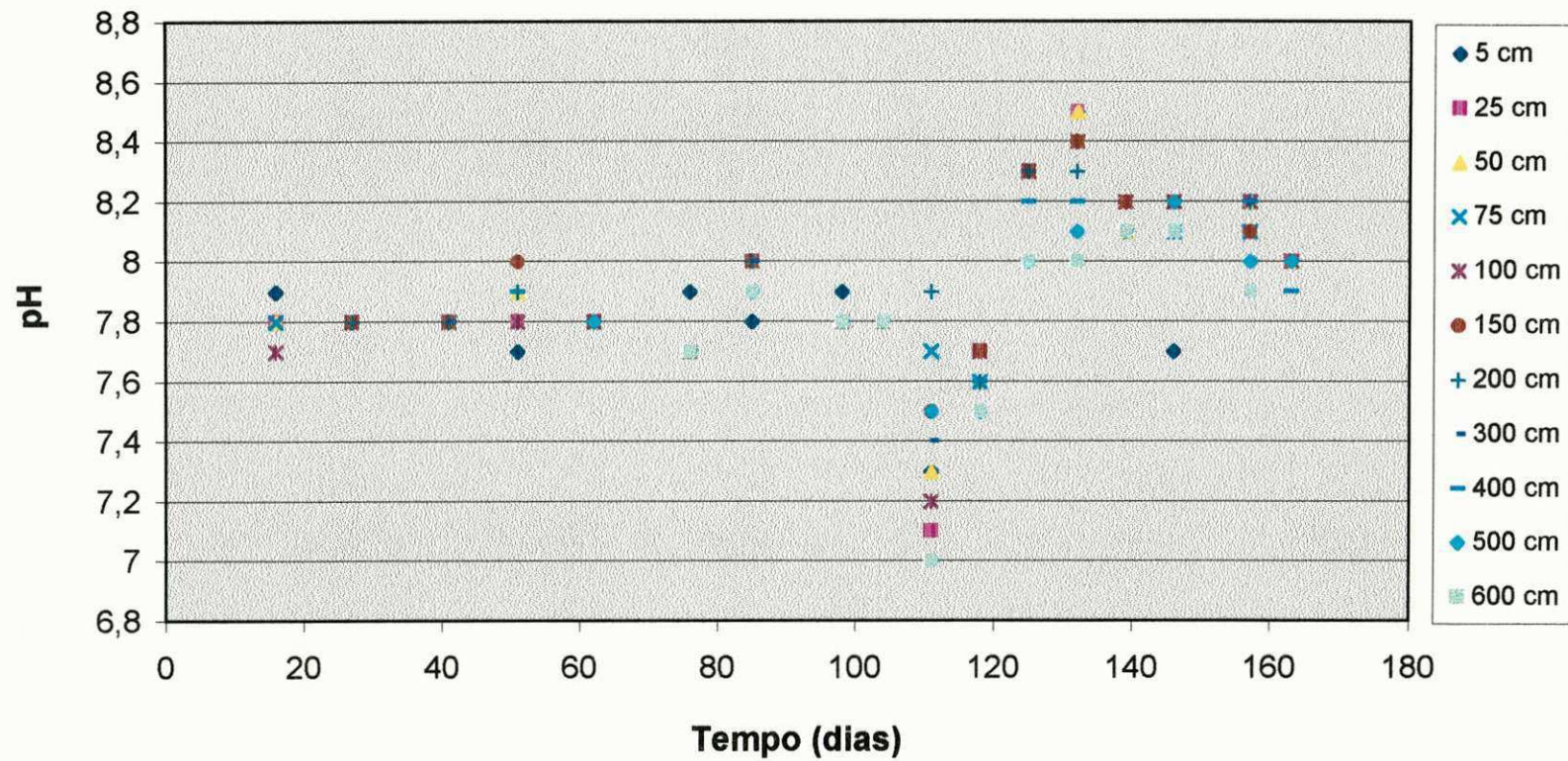


Figura 4.34 - Variação temporal de pH com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1.

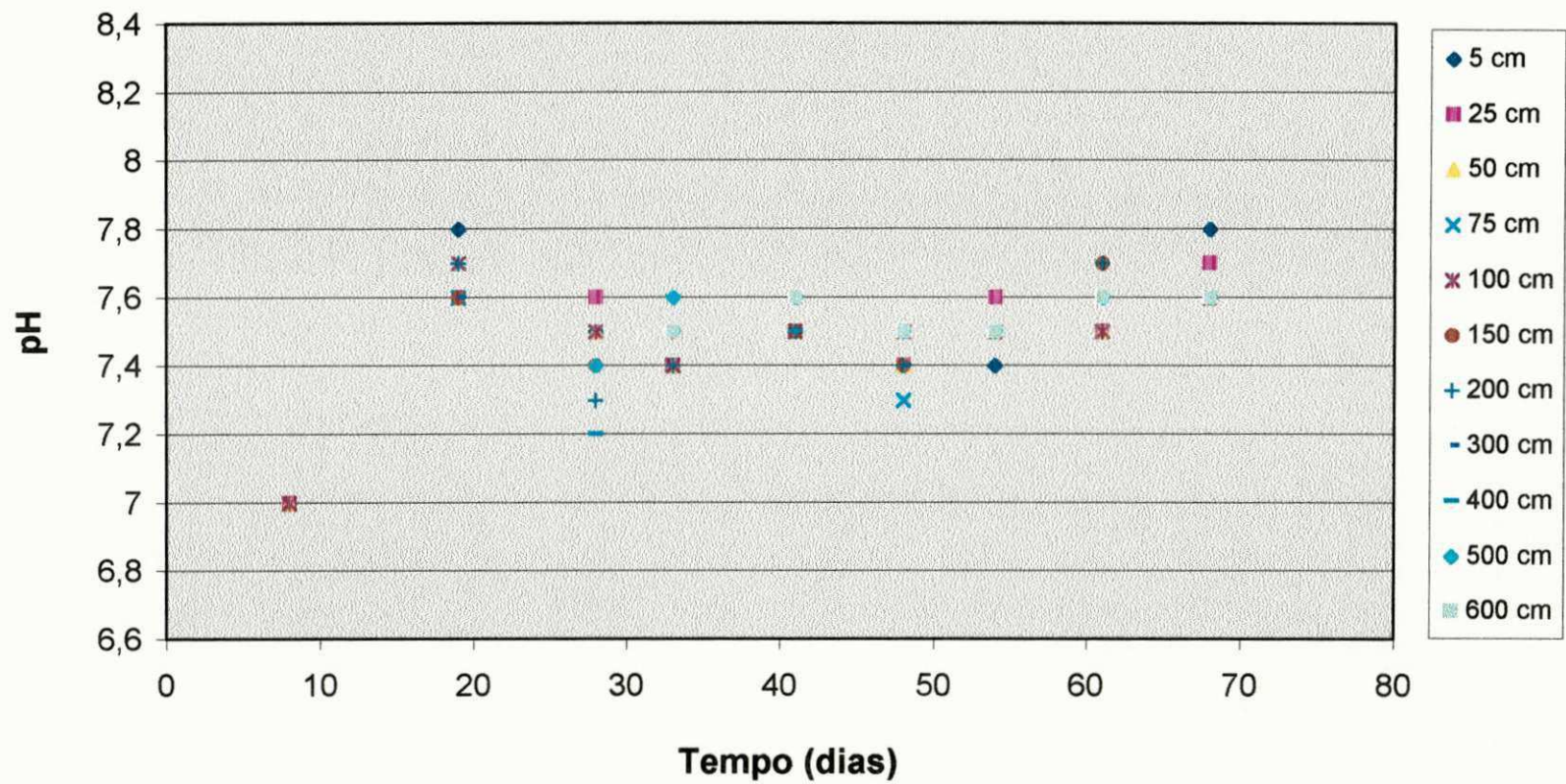


Figura 4.35 - Variação temporal de pH com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2.

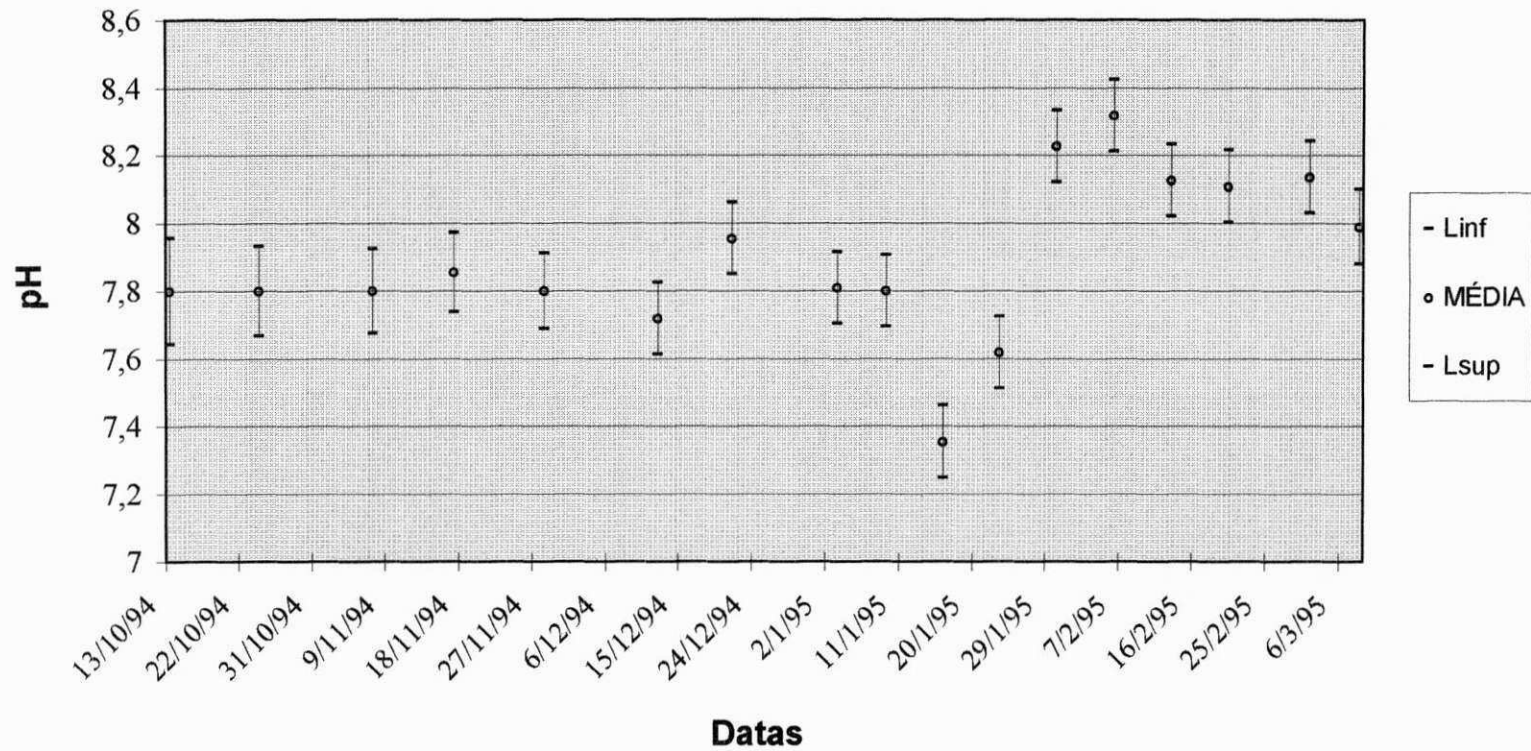


Figura 4. 36 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) do pH da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 1.

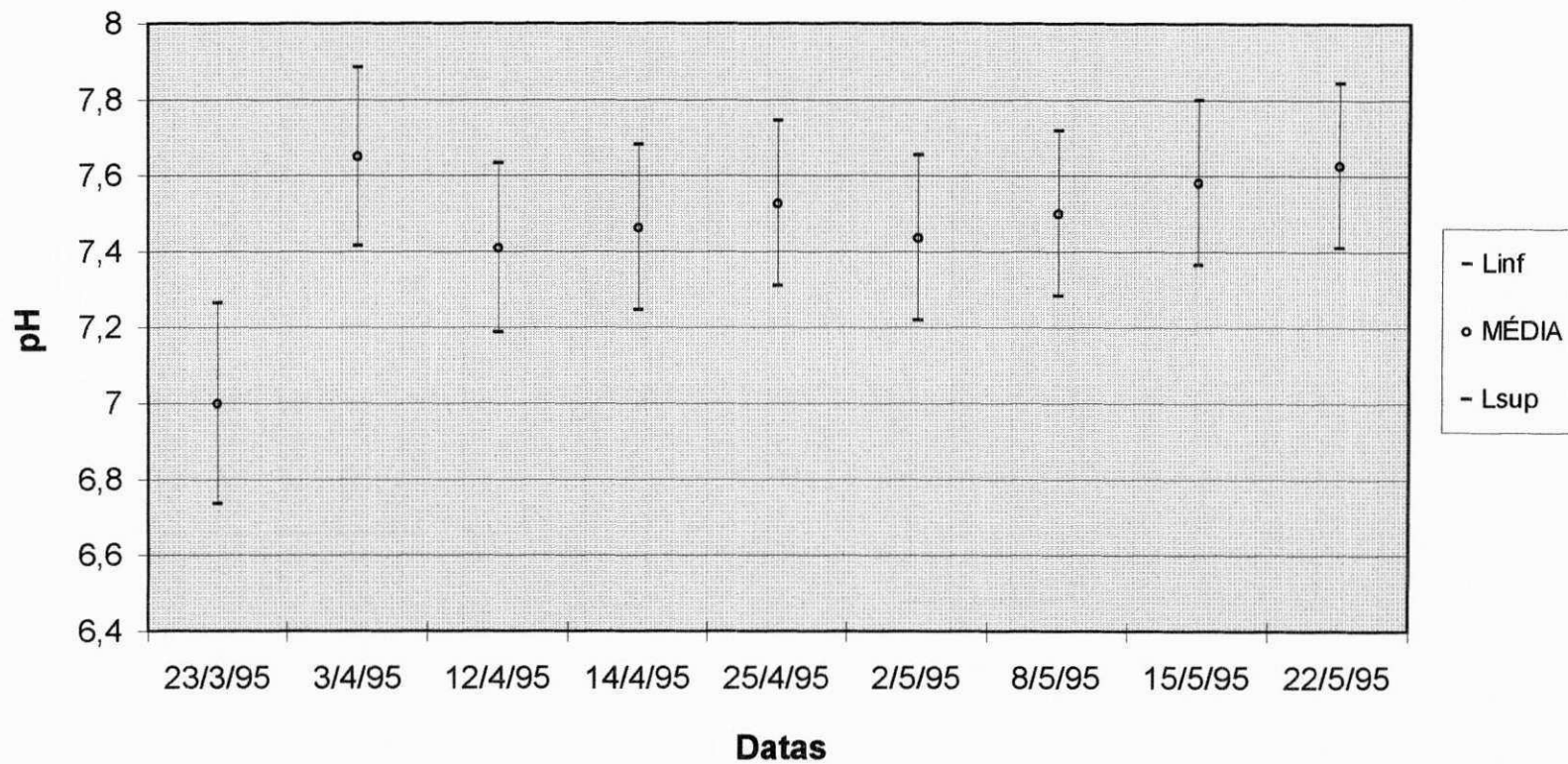


Figura 4.37 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) do pH da coluna líquida do reservatório RE-3, no experimento 2.

4.4.8 Clorofila “a”

As Figuras 4.38 e 4.39 ilustram a distribuição temporal das concentrações de clorofila “a”, nos diferentes níveis do reservatório RE-3, respectivamente para os experimentos 1 e 2.

Uma das principais observações com relação à biomassa de fitoplâncton, em termos de clorofila “a”, diz respeito à predominância de maiores concentrações nas camadas mais superficiais, principalmente os níveis 5 a 50 cm, no experimento 1 e 5 a 25 cm no experimento 2. Também, deve ser destacado que, particularmente na fase de repouso, as concentrações de clorofila “a”, no experimento 2, foram significativamente superiores às do experimento 1.

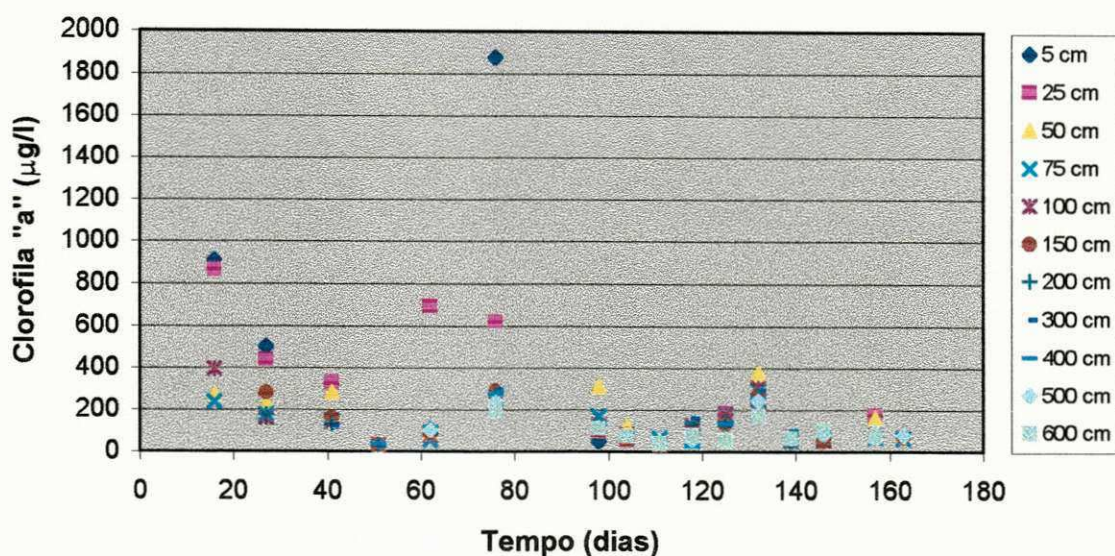


Figura 4.38 - Variação temporal de clorofila "a" com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 1.

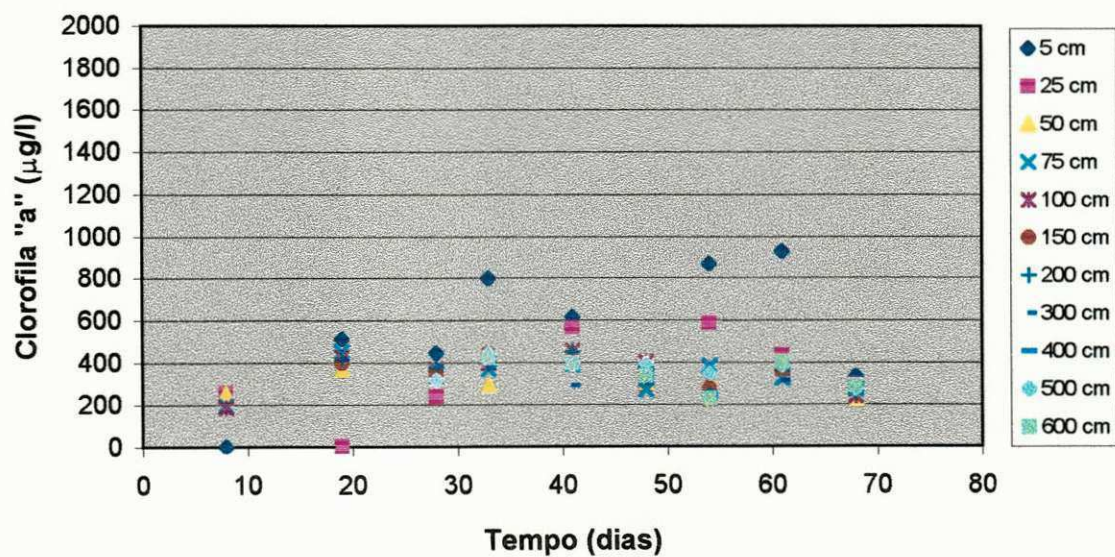


Figura 4.39 - Variação temporal de clorofila "a" com base nas concentrações obtidas nos níveis amostrados durante todo o experimento 2.

5. DISCUSSÃO

5.1 Sobre a influência das condições de operação dos dois experimentos

5.1.1 Introdução

A contínua atividade degradadora de organismos heterotróficos permite que a concentração de matéria orgânica confinada em reservatórios de estabilização em regime de batelada diminua gradativamente com o tempo, podendo atingir e até mesmo ultrapassar os limites comumente impostos para as distintas finalidades da massa líquida. Também, a contaminação fecal pode ser drasticamente reduzida com o tempo, atingindo os indicadores como coliformes fecais, concentrações compatíveis com os padrões sanitários mais exigentes. Essa diminuição foi observada no reservatório RE-3 nos dois períodos experimentais (experimentos 1 e 2) em que foi monitorado.

Resumidamente, o experimento 1 pode ser caracterizado como um experimento que envolveu maiores tempos, tanto de enchimento como de repouso, realizado na estação típica de estiagem com temperatura média da coluna líquida crescente entre 25 e 28 °C, com carga orgânica no final do período de enchimento de 211 kg DBO₅/ha.dia ou 3,4 gDBO₅/m³.dia. O experimento 2, por outro lado, foi realizado sob condições de cargas mais elevadas (538 kg DBO₅/ha.dia ou 8,7 gDBO₅/m³.dia), numa estação tipicamente de chuvas (a temperatura média da coluna líquida foi decrescente entre 28 e 24 °C), envolvendo, no entanto, tempos de detenção hidráulica menores que os do experimento 1.

5.1.2 A influência das condições de operação sobre a cinética do tratamento

As condições de operação do experimento 2 foram, do ponto de vista da diminuição de matéria orgânica e coliformes fecais, mais favoráveis que as do experimento 1, conforme demonstrado nas Figuras 5.1 e 5.2, sendo enfatizado aqui

não o aspecto da remoção percentual, mas o da velocidade dessa diminuição. No experimento 1, as taxas específicas de remoção ($k = 0,0105 \text{ d}^{-1}$ e $k_b = 0,137 \text{ d}^{-1}$) foram inferiores aos do experimento 2 ($k = 0,0194 \text{ d}^{-1}$ e $k_b = 0,256 \text{ d}^{-1}$).

5.1.3 Fatores que afetam a remoção de matéria orgânica

Tradicionalmente, tem sido estabelecido no âmbito da Engenharia Sanitária que, no caso da remoção de material orgânico biodegradável, alguns fatores exercem influência sobre a eficiência cinética da remoção. Esses fatores seriam relacionados à natureza do material orgânico, à existência de condições ambientais adequadas aos mecanismos bioquímicos de remoção, como por exemplo, temperatura, ao tamanho da população degradadora envolvida na tarefa da degradação e à intensidade de contato entre o material orgânico e a colônia de organismos heterotróficos. Processos biológicos com lodo em suspensão, do tipo lodos ativados, especialmente os que empregam recirculação de lodo, constituem um emprego eficiente desses dois últimos fatores, tornando-os claramente superiores a outros processos na remoção de material orgânico.

5.1.4 As condições de operação do RE-3 e a cinética de remoção de matéria orgânica. Considerações sobre a natureza da matéria orgânica.

Ao apreciar o efeito de cada um desses fatores no funcionamento do reservatório RE-3, deve ser observado que a natureza do material orgânico contido na água residuária bruta não mudou entre um experimento e outro, devendo ser considerado que uma tal mudança demandaria um prazo bem mais longo que aquele aqui transcorrido. Em mais de vinte anos de funcionamento da EXTRABES (Silva, 1982; Soares, 1985; de Oliveira, 1990; da Silva, 1994; Souza Filho, 1996), as principais mudanças ocorridas na qualidade da água residuária veiculada pelo sistema público de drenagem sanitária referem-se a uma aparente diluição, assim como ao padrão de distribuição dos vários parâmetros de concentração no ciclo

diário. Isso não significa que tenha ocorrido mudança de natureza do esgoto, o qual permanece predominantemente doméstico. Assim, do ponto de vista da natureza do material orgânico contido na água residuária bruta, deve ser considerado que esta foi a mesma tanto num experimento como no outro.

5.1.5 Considerações sobre a temperatura de operação

A temperatura, que é o fator mais amplamente citado como influenciando na cinética de remoção de matéria orgânica e no metabolismo de microrganismos em processos biológicos de tratamento de águas residuárias (Marais, 1966; 1970; 1974; Mara, 1976; etc.), embora tenha se situado, praticamente, na mesma faixa, entre 24 e 28 °C, em ambos os experimentos, apresentou tendência de elevação gradual ao longo do período tipicamente mais quente (estiagem) do experimento 1 e diminuição gradual no período típico de chuvas, no qual o experimento 2 foi levado a efeito. Apesar disso, os resultados obtidos neste último foram melhores que os do experimento 1, do ponto de vista da cinética de remoção, tanto de matéria orgânica como de coliformes fecais, levando a concluir que a diferença de comportamento da temperatura entre um experimento e outro não foi suficiente para definir uma influência sensível sobre a eficiência cinética do reator. De fato, parece até exagerado o papel que tem sido atribuído à influência da temperatura em grande número de trabalhos no âmbito da Engenharia Sanitária e Ambiental, sendo às vezes atribuído a uma diferença de poucos graus (°C), numa faixa relativamente restrita de temperatura (p. ex. 24 – 28 °C), um efeito somente possível a até mais que uma dezena de graus, como o que ocorre entre faixas bem distintas (p. ex. entre 10 – 20 °C e 25 – 30 °C). A propósito, alguns trabalhos mais recentes como é o caso do de Mayo e Noike (1996), que estudaram o crescimento de bactérias heterotróficas em reatores de batelada em escala de laboratório, tendo glucose como única fonte de carbono, relatam que pouca ou nenhuma diferença significativa nos números e no desempenho de bactérias heterotróficas na absorção do substrato são observáveis entre temperaturas tão distintas como 20 e 30 °C, mantidas as outras condições de

teste.

5.1.6 Influência das cargas sobre a remoção de matéria orgânica

Num mesmo processo biológico tratando água residuária de mesma natureza em condições ambientais (meteorológicas e da massa líquida) comparáveis, como é o caso do reservatório RE-3, a população bacteriana heterotrófica, por exemplo, seria desenvolvida num grau compatível com as cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas (Silva e Mara, 1979). Decerto, que a configuração física e, especialmente, as condições de operação, definidas estas últimas pela aplicação das cargas acima referidas, também exercerão influência sobre a intensidade do contato da população heterotrófica com o material a degradar, em cada processo particular. Por exemplo, ao lado das cargas aplicadas, a existência ou não de recirculação de lodo influirá decisivamente no desempenho de um reator empregando os princípios básicos do processo de lodos ativados, em vista do melhor desenvolvimento e contato da biomassa ativa com o substrato. Entretanto, se a configuração física do reator permanecer a mesma e nenhum outro artifício auxiliar como, por exemplo, recirculação, aeração mecânica ou adição de qualquer substância, etc., for introduzida, a ação dos organismos heterotróficos deverá ser vinculada às cargas aplicadas e aos parâmetros a elas associados. À carga hidráulica, por exemplo, está associado o tempo de detenção hidráulica, enquanto que à carga orgânica estão associados parâmetros ambientais da massa líquida, como níveis de pH, oxigênio dissolvido, etc., os quais provocam importantes efeitos, especialmente sobre a diversidade e o desempenho da biota dos microrganismos heterotróficos. A influência da carga orgânica pode ser tal que acarreta mudanças drásticas em certos parâmetros, como é o caso do oxigênio dissolvido, a ponto de mudar até mesmo o caráter do processo biológico, o qual passa eventualmente de predominantemente aeróbio para anaeróbio, fenômeno que pode estar ligado ou não à presença de fitoplâncton.

5.1.7 O efeito das cargas orgânicas na operação do RE-3

No reservatório RE-3, operando em regime de batelada, parece razoável supor que, cessado o período de enchimento, seriam minimizados os efeitos da carga hidráulica e mantidos os da carga orgânica, sendo este o fator mais característico da operação do reator e do qual devem ser esperadas as influências mais importantes. À diferença de cargas orgânicas aplicadas, parece correto atribuir as principais diferenças observadas na massa líquida do reservatório de um experimento para outro, especialmente com relação ao pH, oxigênio dissolvido e biomassa de algas. O nível mais elevado de carga orgânica do experimento 2 determinou a predominância de valores de pH mais próximos à neutralidade como consequência da maior produção de gás carbônico, enquanto que no experimento 1 os valores de pH se situaram numa faixa mais elevada (mais próximos de 8). Valores de pH mais próximos à neutralidade parecem ser mais benéficos do ponto de vista da absorção de substrato orgânico por parte da comunidade heterotrófica. Mayo e Noike (1996), em trabalho experimental já referido anteriormente, observaram que em valores de pH próximos do neutro, a absorção de glucose por parte de bactérias heterotróficas (a absorção por algas também foi admitida) foi melhor que em níveis mais elevados, diminuindo em valores acima de 8 e se tornando significativamente prejudicada acima de 10. Embora no esgoto bruto, antes de sua entrada no reservatório, não se possa admitir a existência de glucose em estado puro (Abeliovich e Weisman, 1978 *apud* Mayo e Noike, 1996), pode ser presumido que, devido às condições ambientais da massa líquida, determinadas pelas condições de operação (especialmente carga orgânica) do experimento 2, a assimilação de substrato orgânico por parte da população de organismos heterotróficos (bactérias e algas) foi mais eficiente que no experimento 1, determinando uma maior velocidade de remoção.

5.1.8 A remoção de coliformes fecais

Com relação à velocidade de remoção de coliformes fecais, parece, a princípio, surpreendente que esta tenha sido mais elevada nas condições do

experimento 2, justamente pelo fato de que os níveis de pH e oxigênio dissolvido sejam nele mais reduzidos que no experimento 1.

A literatura sobre a sobrevivência de coliformes fecais em ambientes aquáticos, particularmente em lagoas de estabilização, com as quais os reservatórios guardam alguma similaridade, cita uma variedade de fatores que podem influir na velocidade de remoção de CF, dentre os quais os principais são temperatura, radiação ultravioleta (Moeller e Calkins, 1980), efeito de toxinas de algas (isto é questionado e, até mesmo, negado por grande número de autores), elevados níveis de oxigênio (Marais, 1974) especialmente níveis de supersaturação (Feachem *et al.*, 1983), elevados valores de pH (de Oliveira, 1990) particularmente em torno e acima de 9,0 (Pearson *et al.*, 1987; Parhard e Rao, 1974). Feachem *et al.* (1983) enfatizam que, com exceção da temperatura, a importância relativa desses vários fatores é grandemente desconhecida. Outros fatores, entre os quais predação por microinvertebrados (Feachem *et al.*, 1983), sedimentação (Gannon *et al.*, 1983; James, 1987), potencial de oxidação-redução (Klock, 1971), inanição especialmente em ambiente com DBO₅ menor que 20 mg/l (James, 1987), incapacidade de reduzir a taxa de metabolismo num ambiente com baixos níveis de nutrientes orgânicos (Sinclair e Alexander, 1984), têm sido também citados, devendo ser mencionado que para certos autores (Pearson *et al.*, 1987; Curtis *et al.*, 1992) alguns desses fatores podem atuar sinergisticamente.

O comportamento de coliformes fecais no reservatório aqui estudado não parece confirmar a ação predominante de qualquer desses fatores e com relação a alguns deles, o comportamento parece contradizer o que comumente se espera. De fato, à primeira vista, as condições do experimento 2 parecem contribuir mais para a manutenção que para a eliminação de CF, o que na realidade não ocorreu. Considerando tudo aquilo que já foi discutido sobre a remoção de material orgânico e levando em conta que em nenhuma das condições operacionais as características da massa líquida se tornaram extremas (por exemplo, em termos de pH ou temperatura, etc.), parece muito provável que os fatores que mais contribuíram para a maior velocidade de remoção de CF no experimento 2 estiveram relacionados a

mesma raiz que origina os fatores que influíram no comportamento cinético do material orgânico.

Assim, a carga orgânica mais elevada que determinou o estabelecimento de condições ambientais da massa líquida mais propícias a um desempenho cinético mais eficiente de bactérias heterotróficas e algas, também pode ter determinado uma condição de antagonismo tal que, em beneficiando os organismos heterotróficos, determinou uma velocidade de decaimento maior de coliformes fecais os quais são menos capazes de, num meio ambiente exterior, competir (Legendre *et al.*, 1984) por nutrientes orgânicos.

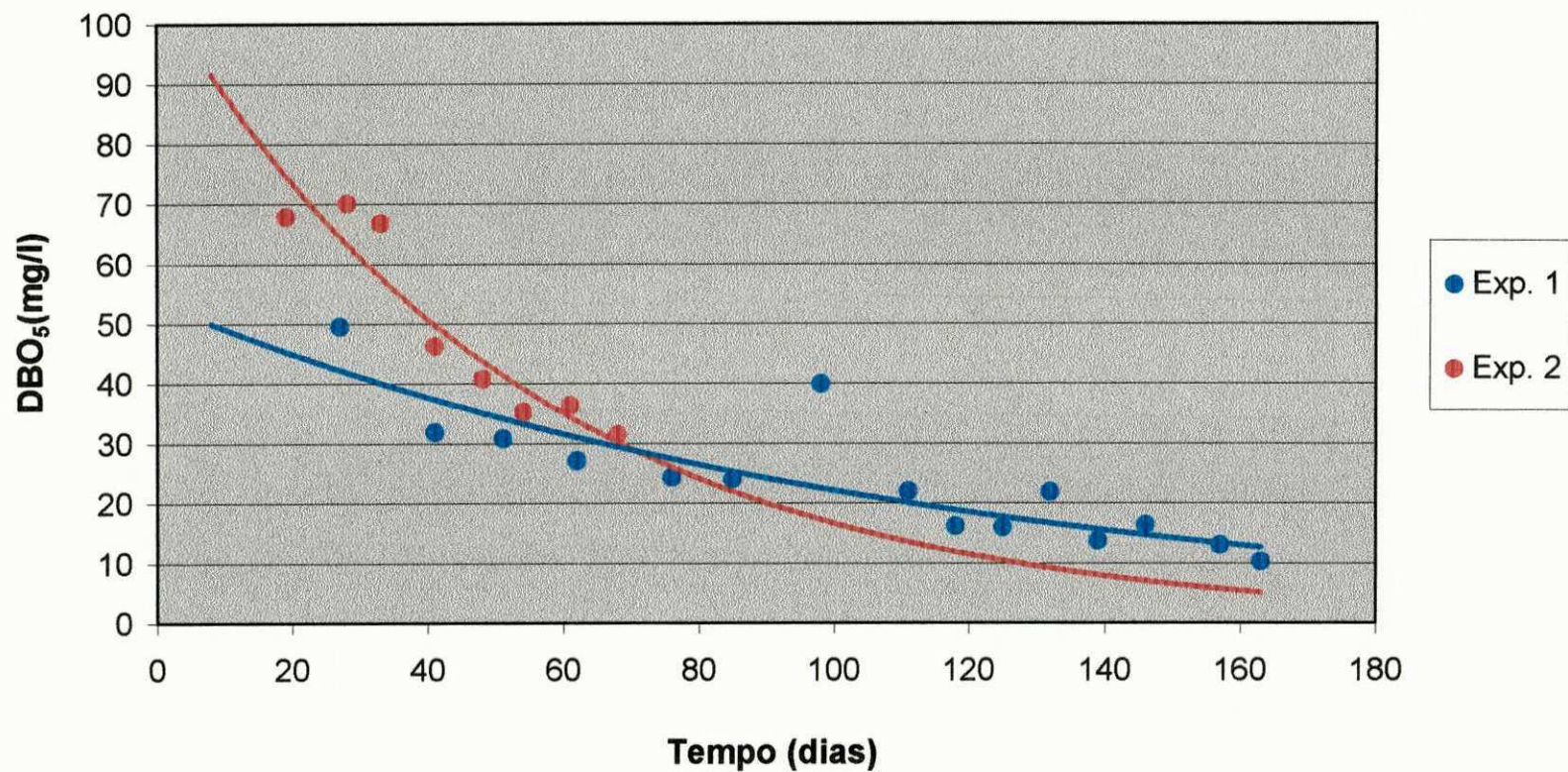


Figura 5.1 - Variação temporal da DBO₅ com base nos valores médios da coluna líquida durante os experimentos 1 e 2.

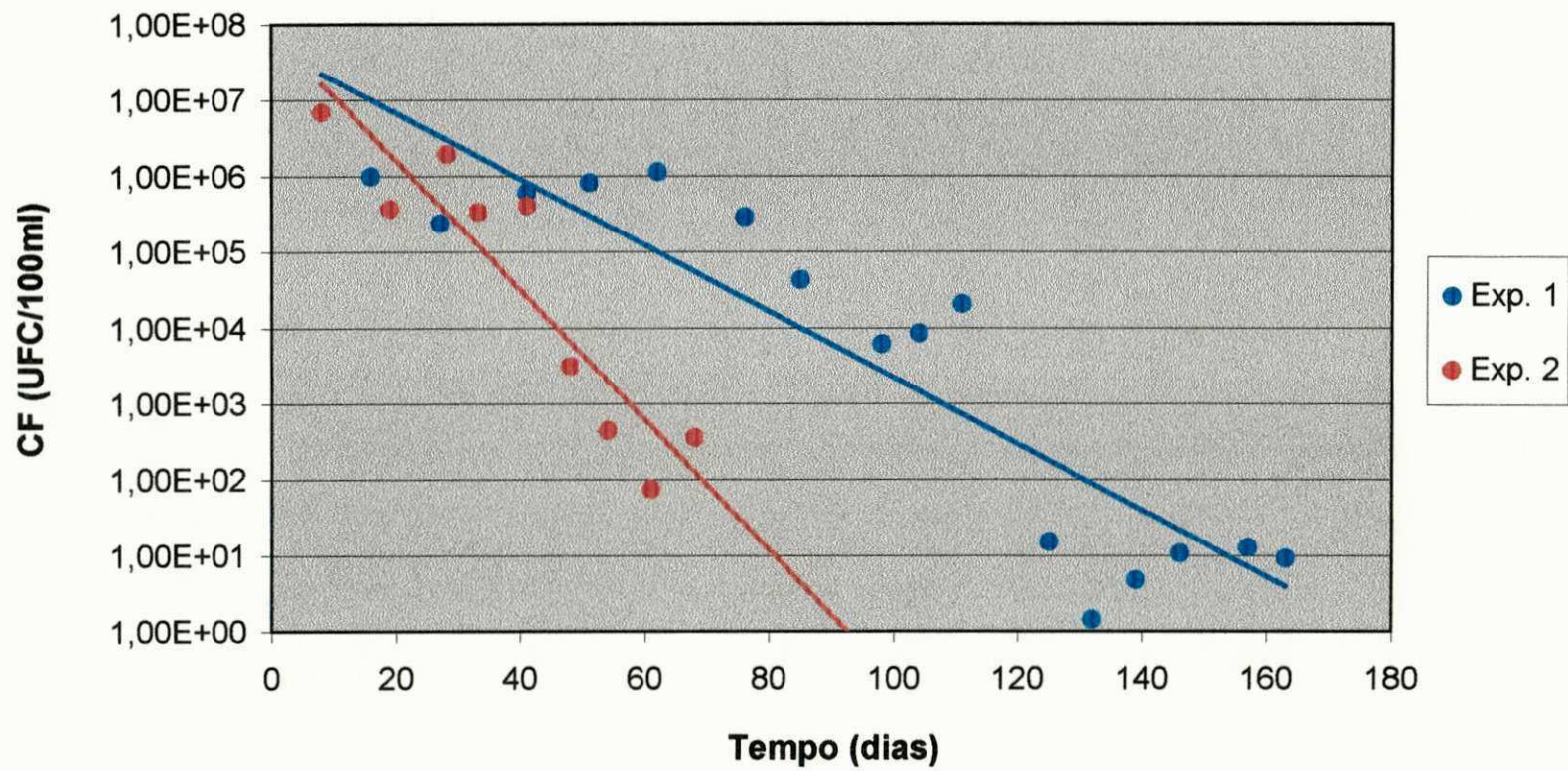


Figura 5.2 - Variação temporal de coliformes fecais com base nos valores médios da coluna líquida durante os experimentos 1 e 2.

5.1.9 Os limites da carga orgânica

A carga orgânica foi definida como o fator mais característico da operação do reservatório RE-3, exercendo o seu aumento, do experimento 1 para o experimento 2, uma influência benéfica sobre a atividade cinética do reator, resultando numa velocidade maior tanto na remoção do material orgânico como de bactérias fecais. Naturalmente, não se pode esperar benefícios crescentes com o aumento contínuo da carga orgânica, visto que, superados determinados limites, ocorrerá a tendência do reator mudar o seu caráter de parcialmente para completamente anaeróbio, o que, sem dúvida, modificará a relação carga orgânica *versus* desempenho cinético.

Somente a experimentação poderia dar informações confiáveis sobre o limite máximo de carga além do qual a relação aqui evidenciada não seria mais observada. De fato, as cargas orgânicas aplicadas nos dois experimentos estiveram situadas numa faixa na qual lagoas de estabilização funcionam facultativamente, conforme experimentos levados a efeito na EXTRABES (Silva, 1982) e de acordo com uma orientação já seguida por Pearson *et al.* (1996), na operação de um reservatório em regime de batelada tratando o efluente de uma lagoa anaeróbia, segundo a qual a carga aplicada é típica de lagoas facultativas. Deve ser destacado, no entanto, que no experimento 2, a carga orgânica se situa na faixa superior do intervalo 162-577 kgDBO₅/ha.d observado por Silva (1982) o que, talvez, não recomende aumentos muito consideráveis para a carga orgânica numa eventual futura investigação.

5.2 A influência das condições de operação no projeto do reservatório num esquema de tratamento de águas residuárias domésticas para lançamento ou reuso.

Reservatórios de estabilização operando em regime de batelada podem se constituir numa boa alternativa para a acumulação e tratamento de águas residuárias brutas com vista à sua utilização na irrigação de culturas ou lançamento

em corpos receptores naturais, principalmente na regularização da vazão de rios. Por isso, além do aspecto da velocidade de remoção de coliformes fecais e matéria orgânica, até aqui considerado, o tempo necessário para que a massa líquida atinja os padrões recomendados pela OMS e disposições de órgãos locais é de fundamental importância.

Os tempos de monitoração dos experimentos 1 e 2 foram de 163 e 68 dias, respectivamente, a partir do início da fase de enchimento. O projeto de pesquisa teve como um de seus objetivos, atingir um padrão sanitário da massa líquida caracterizado pela presença de menos de 100 CF/100 ml em todos os níveis do reservatório, o que representaria uma concentração dez vezes menor que a máxima permitida para reuso da água na irrigação irrestrita. Os tempos estimados para que a média da coluna líquida atingisse tal padrão foram de 134 dias (experimento 1) e 69 dias (experimento 2), com base nas equações exponenciais definidas para as curvas de tendência da média da coluna líquida. A comparação dos desempenhos dos dois experimentos permitiu concluir que as condições do experimento 2, produziram uma massa de água de excelente qualidade sanitária, com uma elevada taxa de remoção de indicadores fecais em um curto espaço de tempo.

Com relação à remoção de matéria orgânica no experimento 1, o tempo necessário para que a qualidade da massa líquida atendesse aos padrões recomendados para lançamento e reuso, foi de, aproximadamente, 87 dias, a partir do início do enchimento. No experimento 2, apesar de ter sido verificada uma velocidade de remoção muito maior em relação ao experimento 1, os valores de DBO_5 encontrados no final do período experimental (68 dias), não corresponderam ao limite máximo permitido para irrigação (25 mg/l) e não satisfizeram aos padrões de lançamento (20 mg/l). Uma estimativa do tempo total necessário à obtenção desses padrões, com base na equação exponencial determinada para interpretar a remoção da DBO_5 , revelou que esse tempo deveria ser de 78 dias, o que representa um tempo adicional de 10 dias com relação ao tempo ao longo do qual se estenderam as fases de enchimento e repouso do experimento 2.

A quantificação de sólidos suspensos é outro fator importante que deve ser considerado quando se pretende usar a água tratada na irrigação ou lançamento, pois altas concentrações destes têm sido diretamente associadas a problemas nos equipamentos de irrigação, bem como ao assoreamento de cursos d'água. No experimento 1, os valores de SS encontrados no final do período de monitoração, estiveram abaixo dos limites estabelecidos tanto para reuso como para lançamento, tendência essa verificada já a partir de 134 dias de operação, quando tanto CF quanto DBO₅ também atendiam aos limites recomendados.

As concentrações médias observadas no final do experimento 2 foram superiores aos limites comumente fixados para o lançamento de efluentes em corpos receptores, especialmente quando são considerados os padrões mais exigentes. Ainda há uma certa controvérsia com relação às concentrações de sólidos suspensos em efluentes de instalações de tratamento, lançados em corpos receptores de água. Em oposição ao rigor de certas disposições de algumas nações do mundo, entre as quais, EUA e Reino Unido (Bartone, 1986, 30 mg SS/l), importantes autoridades mundiais (Gloyna & Tischler, 1981) têm defendido limites mais tolerantes para efluentes de processos de tratamento naturais, tipo lagoas de estabilização e, por extensão, aqueles processos que lhes sejam similares, como é o caso dos reservatórios de estabilização, em face da natureza benéfica dos SS desses processos nos corpos receptores, conforme alguns autores adeptos da tecnologia das lagoas (Silva e Mara, 1979; Gloyna & Tischler, 1981). Mais recentemente, o Conselho Diretor da Comunidade Econômica Européia (CEC, 1991), reconheceu esse fato e estabeleceu que efluentes de tais processos para lançamento, poderiam ter até 150 mg SS/l, desde que a DBO₅ filtrada fosse menor ou igual a 25 mg/l, conforme discutido, anteriormente, com um tempo estimado de 78 dias a DBO₅ média da massa líquida bruta (sem filtração) do RE-3 seria de 25 mg/l, o que seria mais que suficiente para o cumprimento de uma especificação como a da CEE.

Deve ser, no entanto, observado que reservatórios de estabilização são comumente projetados no âmbito de esquemas de tratamento, visando não o lançamento, mas o reuso da água. Desse ponto de vista, a concentração média de SS

obtida no experimento 2 foi de somente algumas unidades acima do limite mencionado de 50 mg SS/l (Nakayama, 1982 *apud* Ayers & Westcot, 1991), o que pode representar algum problema para equipamentos de irrigação. Por exemplo, na irrigação por gotejamento, há o risco de obstrução de orifícios, mas esse risco não seria igual para outros métodos de irrigação. Risco de obstrução de orifícios também existe por causa da dureza da água, mesmo na ausência de sólidos em suspensão.

Assim, se for considerado como principal objetivo do tratamento o reuso da água, em face da maior importância que assume a qualidade sanitária da massa líquida e considerando ainda que a maior velocidade de remoção de matéria orgânica e principalmente de organismos fecais, levou à estimativa de menores tempos para atingir um padrão seguro, as condições de operação do experimento 2 são extremamente vantajosas, do ponto de vista do projeto, por resultarem em reservatórios menos volumosos e custos menores.

5.3 Usar ou não pré-tratamento das águas residuárias?

Quando os reservatórios de estabilização são alimentados com efluentes de lagoas anaeróbias, grandes parcelas da matéria orgânica mais facilmente degradável e de coliformes fecais, já têm sido removidas nessas unidades. De acordo com os melhores resultados dos parâmetros DBO₅ e CF, já publicados por do Nascimento (1996), estudando um reservatório alimentado com efluente de lagoa anaeróbia na EXTRABES, os padrões comumente recomendados para matéria orgânica e organismos fecais, foram atingidos em 65 dias de monitoração (ou 30 dias de repouso).

Quando são consideradas as condições de operação do experimento 2, no qual o reservatório foi alimentado com esgoto bruto, para os quais foi estimado o tempo de 78 dias para a obtenção do padrão de DBO₅ recomendado (o tempo estimado para atingir o padrão de CF foi de 69 dias), verifica-se que os tempos aqui obtidos foram superiores, o que, decerto, credencia o pré-tratamento como elemento auxiliar do processo que ocorre no reservatório. Deve, no entanto, ser levado em

conta que a presença da unidade de pré-tratamento implica num grau de complexidade maior, representado por espaço, construção, conexões, operação, manutenção, inconvenientes de ordem ambiental como odores, etc., que, em muitas circunstâncias, pode ser desejável dispensar.

6. CONCLUSÕES

A análise dos resultados obtidos em ambos os experimentos levados a efeito no reservatório RE-3, tratando esgoto doméstico bruto, permitiu concluir:

01) Em regiões áridas e semi-áridas, como é o caso do nordeste do Brasil, o uso de reservatórios de estabilização, operando em regime de batelada, é uma opção que deve ser considerada para armazenamento e tratamento de águas residuárias domésticas, principalmente quando se deseja reutilizar a água tratada na irrigação de culturas;

02) Os valores de CF, DBO₅ e SS obtidos após o período em que a água residuária esteve confinada no RE-3, garantem o reuso da mesma, sem representar riscos à saúde, nem problemas aos equipamentos de irrigação e preservando a qualidade dos corpos d'água;

03) As condições de operação do experimento 2 foram, do ponto de vista do projeto, muito mais vantajosas que as do experimento 1, em relação à maior velocidade de diminuição da matéria orgânica e organismos fecais, levando à estimativa de menores tempos para se atingir padrões seguros de DBO₅ e CF, resultando em reservatórios menos volumosos e custos menores;

04) As eficiências de remoção de matéria orgânica e coliformes fecais foram descritas como funções exponenciais do tempo, sendo as maiores velocidades de diminuição verificadas nas condições do experimento 2 do reservatório aqui estudado (RE-3), atribuídas, principalmente, à carga orgânica mais elevada aplicada nesse experimento, a qual determinou condições ambientais da massa líquida mais propícias ao desenvolvimento do metabolismo da comunidade heterotrófica, além de condições de antagonismo que dificultaram a competição de bactérias fecais por nutrientes orgânicos;

05) Quando reservatórios de estabilização são alimentados com esgoto bruto, o tempo necessário para que sejam atingidos os padrões de CF e DBO₅, para lançamento e reuso, são superiores ao tempo gasto quando esses reservatórios recebem efluentes de lagoas anaeróbias (69 e 78 dias para esgoto bruto, contra 65 dias para efluentes de lagoas, respectivamente). Isto, credencia o pré-tratamento

como elemento auxiliar no processo de tratamento. No entanto, a unidade de pré-tratamento pode ser dispensável, pois sua presença implica num grau de complexidade maior, representado por disponibilidade de área, custos de implantação, operação e manutenção e, também, inconvenientes ambientais, como geração de odores, etc.

Finalmente, como a carga orgânica mais elevada do reservatório foi o principal fator que influenciou no desempenho cinético do reator, resultando numa maior velocidade de diminuição de DBO₅ e CF, sugere-se um estudo mais acurado sobre os limites de carga, além dos quais a relação carga orgânica *versus* desempenho cinético aqui evidenciada, não seja mais observada.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WPCF. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18 th edition. Washington D.C.: American Public Health Association.

Ayers, R. S. and Westcot, D. W. (1991). *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, 218p. (Tradução de Water Quality for Agriculture).

Arthur, J. P. (1983). *Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical paper no. 7. Washington: World Bank.

Bartone, C.R. (1985). Reuse of wastewater at the San Juan De Miraflore stabilization ponds: Public health, environmental and socioeconomic implications. *Paho Bulletin*, v. 19, n. 2, pp. 147-163.

Bartone, C. R. (1986). Waste stabilization ponds and reuse of effluents. *Anales del Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilization*. Lima: CEPIS.

Council of European Communities. (1991). Council Directive of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment (91/271/EEC). *Official Journal of the European Communities*, L135/40 – 52 (30 May).

CONAMA (1986). Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986. *Diário Oficial da União*. Brasília, 30 de julho de 1986, Seção I, p. 11356-61.

- Curtis, T. P., Mara, D. D. and Silva, S. A. (1992). The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. *Water Science and Technology*, v. 26, n.7-8, pp.1729-1738.
- da Silva, F. J. A. (1994). *Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- de Oliveira, R. (1983). *Contribuição ao estudo de tanques sépticos*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- de Oliveira, R. (1990). *The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil*. Ph. D., Thesis, The University of Leeds, U. K. 231p.
- de Oliveira, R. (1993). *Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico*. Campina Grande: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da UFPB. 22p. (Relatório técnico para o CNPq – 1ª etapa).
- de Oliveira, R. (1995). *Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico*. Campina Grande: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da UFPB. 16p. (Relatório técnico para o CNPq – 2ª etapa).
- 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. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).

- Dor, I., Kalinsky, I., Eren, J. and Dimentman, C. (1987). Deep wastewater reservoirs in Israel – 1: Limnological changes following self-purification. *Water Science and Technology*, v. 19, p. 317-322.
- Feachem, R. G., Bradley, D. J., Gerelick, H. and Mara, D. D. (1983). *Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Gannon, J. J., Busse, M. K. and Schillinger, J. E. (1983). Faecal coliform disappearance in a river impoundment. *Water Research*, v. 17, n. 11, pp. 1595-1601.
- Gloyna, E. F. and Tischler, L. F. (1981). Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 53, n.11, pp. 1559-1563.
- IRCWD (1985). Health aspects of wastewater and excreta use in agriculture and aquaculture: the Engelberg Report. *IRCWD News*, (23), pp. 11-18.
- James, A. (1987). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 19, n. 12, pp. 213-218.
- Jones, J. G. (1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water*. Ambleside: Freshwater Biological Association – Scientific Publication (39).
- Juanico, M. (1996). The performance of batch stabilization reservoirs for wastewater treatment, storage and reuse in Israel. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 10-11, p. 149-159.

- Juanico, M. and Shelef, G. (1991). The performance of stabilization reservoirs as a function of design and operation parameters. *Water Science and Technology*, v. 23, n. 7/9, p. 1509-1516.
- Juanico, M., and Shelef, G. (1994). Design, operation and performance of stabilization reservoirs for wastewater irrigation in Israel. *Water Research*, v. 28, n. 1, p. 175-186.
- Klock, J. W. (1971). Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 43, n.10, pp. 2071-2083.
- la Rivière, J. W. M. (1989). Threats to the world's water. *Scientific American*, pp. 48-55, september.
- Legendre, P., Baleux, B., and Trousselier, M. (1984). Dynamics of pollution-indicator and heterotrophic bacteria in sewage treatment lagoons. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 48, n. 3, p. 586-593.
- Mara, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd., 166p.
- Mara, D. D. (1996). Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 7, pp. 23-31.
- Mara, D. D. and 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*, v. 26, n. 7-8, pp. 1459-1461.

Marais, G. v. R. (1966). New factors in the design, operation and performance of waste stabilization ponds. *Bulletin of World Health Organization*, v. 34, n. 737.

Marais, G. v. R. (1970). Dynamic behaviour of oxidation ponds. In: *Proceedings of the Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons*, Kansas City.

Marais, G. v. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, ASCE, 100 (EE1), pp. 119-139.

Mayo, A. W. and Noike, T. (1996). Effects of temperature and pH on the growth of heterotrophic bacteria in waste stabilization ponds. *Water Research*, v. 30, n. 2, pp. 447-455.

Moeller, J. R. and Calkins, J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 52, n. 10, pp. 2442-2451.

Moreno-Grau, M. D., Soler, A., Saez, J. and Moreno-Clavel, J. (1984). Thermal simulation of deep stabilization ponds. *Tribune du Cebedeau*, v. 37, n. 491, pp. 403-410.

Nanne, K. (1996). Onde vamos parar? Como a superpopulação ameaça o futuro do planeta. *Revista Os Caminhos da Terra*, ano 5, n. 6, junho, pp.57-61.

Niemczynowicz, J. (1997). The water profession and Agenda 21. *Water Quality International*, March / April, pp. 9-11.

Oron, G., De Malach, Y., Hoffman, Z. and Manor, Y. (1992). Effect of effluent quality and application method on agricultural productivity and environmental control. *Water Science and Technology*, v. 26, n. 7-8, pp. 1593-1601.

Parhard, N. M. and Rao, N. U. (1974). Effect of pH on survival of *Escherichia Coli*. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 46, n. 5, pp. 980-986.

Pearson, H. W., Mara, D. D., Mills, S. W. and Smallman, D. J. (1987). Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 19, n.12, pp. 145-152.

Pearson, H. W., Mara, D. D., Cawley, L. R., Oragui, J. I. and Silva, S.A (1996). Pathogen removal in experimental deep effluent storage reservoirs. *Water Science and Technology*, v. 33, n.7, pp. 251-260.

Peng, J., Stevens, D. K., Yiang, X. (1995). A pionner project of wastewater reuse in China. *Water Research*. v. 29, n. 1, pp. 357-363.

Sawyer, C. N., McCarty, P. L. and Parkin, G. F. (1994). *Chemistry for Sanitary Engineering*. 4th edition. McGraw - Hill.

Serageldin, I. (1994). *Water Supply, Sanitation, and Environmental Sustainability: The Financing Challenge*. The World Bank, Washington, D. C.

Silva, S. A. (1982). *On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil*. Ph. D. Thesis, University of Dundee, UK.

Silva, S. A. and Mara, D. D. (1979). *Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização*. Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES.

Wang, H. K. (1984). Sewage irrigation in China. *International Journal for Development Technology*, v. 2, p. 291-301.

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