

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

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DA ZONA LESTE TERESINA
(PI) E SEU IMPACTO NO RIO POTY**

MARIA ELGENIR SILVA DA ROCHA

CAMPINA GRANDE – PB

2002

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DA ZONA LESTE TERESINA (PI)
E SEU IMPACTO NO RIO POTY**

MARIA ELGENIR SILVA DA ROCHA

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DA ZONA LESTE TERESINA (PI)
E SEU IMPACTO NO RIO POTY**

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

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-área: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Orientadores: Prof. Dra. ANNEMARIE KÖNIG

Prof. Dra. BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS

CAMPINA GRANDE – PB

2002



R672a	<p>Rocha, Maria Elgenir Silva da</p> <p>Avaliacao do desempenho da estacao de tratamento de esgotos da zona leste Teresina (PI) e seu impacto no rio Poty / Maria Elgenir Silva da Rocha. - Campina Grande, 2002.</p> <p>92 f. : il.</p> <p>Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.</p> <p>1. Lagoas de Estabilizacao - 2. Tratamento de Esgotos 3. Recursos Hidricos 4. Engenharia Sanitaria e Ambiental 5. Engenharia Civil 6. Dissertacao I. Konig, Annemarie, Dra. II. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de, Dra. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB) IV. Titulo</p> <p>CDU 628.357.1(043)</p>
-------	--

MARIA ELGENIR SILVA DA ROCHA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DA ZONA LESTE TERESINA (PI)
E SEU IMPACTO NO RIO POTY**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 26/04/2002

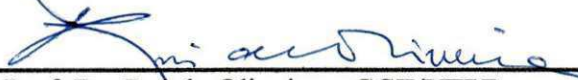
COMISSÃO EXAMINADORA



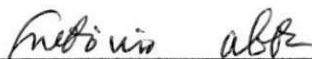
Prof. Dra. Annemarie König – CCT/ UFPB
Orientadora



Prof. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos – CCT/ UFPB
Orientadora



Prof. Dr. Rui de Oliveira – CCT/UFPB
Examinador Interno



Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota – UFC
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE – PB
2002

Dedicado aos meus pais,
Manoel Elso da Rocha e
Maria Silva Rocha

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, minha inspiração maior, pelo dom da superação, da paciência, do ouvir e crescer em conhecimentos.

Às professoras Annemarie e Beatriz, pela competência profissional, dedicação e pela confiança em mim depositada.

Aos professores da AESA – Departamento de Engenharia Civil da UFPB – Campus II, Salomão, Rui de Oliveira, Mônica, Paula e Adrianus, pelos preciosos ensinamentos.

À Companhia de Águas e Esgotos do Piauí – AGESPISA S.A. minha instituição de trabalho, por viabilizar minha participação no curso de mestrado, através de seus Ex-Diretores, Ex-Presidentes e atual Presidente Auro Costa.

Ao ex-chefe do departamento de esgotos da AGESPISA Eng^o. Ronaldo, pela colaboração.

Às técnicas Vanieire, Suzane, Vanessa, e Andréia, do laboratório de esgotos da AGESPISA, pela realização das análises laboratoriais.

A EMBRAPA Meio Norte na pessoa do amigo Aderson Júnior e ao Departamento de Hidrometeorologia da Secretaria de Agricultura, Abastecimento e Irrigação do Estado do Piauí, na pessoa do amigo meteorologista Raimundo Mainar, ambos pelo fornecimento dos dados climatológicos do município de Teresina.

SUMÁRIO

Lista de Figuras	ix
Lista de Tabelas	xi
Resumo	xiv
Abstract	xv
Capítulo 1 – Introdução e objetivos	001
Capítulo 2 – Revisão de literatura	004
2.1 Considerações sobre o uso de lagoas	004
2.2 Águas residuárias	007
2.3 Tratamento das águas residuárias por lagoas de estabilização.....	013
2.4 Principais microrganismos presentes em lagoas de estabilização.....	016
2.5 Classificação das lagoas de estabilização.....	020
2.5.1 Lagoas anaeróbias	020
2.5.2 Lagoas facultativas.....	023
2.5.3 Lagoas de maturação.....	026
2.6 Lagoas aeradas	027
2.7 Configurações de sistemas de lagoas	028
2.8 Fatores Interferentes.....	032
2.9 Remoção de microrganismos presentes em lagoas de estabilização.....	035
2.10 Aspectos operacionais e de manutenção	039
Capítulo 3 – Materiais e métodos	041
3.1 Caracterização geográfica	041
3.2 Descrição do sistema.....	044
3.3 Monitoramento das lagoas da ETE Leste.....	052
3.4 Parâmetros utilizados e procedimentos analíticos.....	053
3.5 Análises estatísticas.....	054

Capítulo 4 – Apresentação e análise dos resultados	055
4.1 Clima	055
4.2 Carga orgânica aplicada à lagoa facultativa aerada.....	057
4.3 Funcionamento da ETE Leste	059
4.3.1 Monitoramento do sistema.....	059
4.3.2 Eficiência da ETE Leste.....	067
4.4 Influência da qualidade do efluente final da ETE Leste nas águas Rio Poty.....	069
4.4.1 Monitoramento do efluente e rio a montante e a jusante do lança mento.....	069
4.5 Matrizes de correlação	078
Capítulo 5 – Discussão	082
Capítulo 6 – Conclusões	085
Capítulo 7 – Referências bibliográficas	087

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2 – Revisão de literatura

Figura 2.1 - Composição das águas residuárias domésticas	007
Figura 2.2 - Classificação dos sólidos do esgoto doméstico.....	008
Figura 2.3 - Sequência de processos da digestão anaeróbia de macromoléculas complexas	022
Figura 2.4 - Lagoa facultativa com detalhes da simbiose entre algas e bactérias.....	025
Figura 2.5 - Mecanismos de remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização	039

Capítulo 3 – Materiais e métodos

Figura 3.1 - Estado do Piauí e seus principais rios	042
Figura 3.2 - Precipitação pluviométrica media mensal em Teresina (PI) no período de 1960 a 1998	043
Figura 3.3 - Vista aérea do sistema de lagoas de estabilização da ETE Leste Teresina (PI).....	045
Figura 3.4 - Mapa das sub-bacias do sistema de esgotamento sanitário da zona Leste - Teresina (PI)	047
Figura 3.5 - Diagrama esquemático das lagoas de estabilização da ETE Leste - Teresina (PI).....	048
Figura 3.6 - Tratamento preliminar com grade de barras e caixas de areia	049
Figura 3.7 - Detalhe dos dispositivos de saída da lagoa aerada.....	050
Figura 3.8 - Vista da transposição da segunda para a terceira lagoa de maturação com dispositivo vertedouro	050
Figura 3.9 - Dispositivos de saída da lagoa de maturação	051
Figura 3.10 - Descarga em forma de cascata do efluente final no corpo receptor, o Rio Poty - Teresina (PI)	051

Capítulo 4 – Apresentação e análise dos resultados

- Figura 4.1 - Comportamento dos parâmetros temperatura do ar, umidade relativa do ar, precipitação pluviométrica, evaporação e insolação na cidade de Teresina (PI) no período de março de 1999 a novembro de 2001..... 055
- Figura 4.2 - Precipitação pluviométrica na cidade de Teresina (PI) de março de 1999 a novembro de 2001 056
- Figura 4.3 - Variação dos parâmetros temperatura (a), pH (b), CE (c), DBO (d), DQO (e), coliformes fecais (f), sólidos totais (g), sólidos totais fixos (h) e sólidos totais voláteis (i) do esgoto bruto e efluente final da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001 063
- Figura 4.4 - Variação dos parâmetros temperatura (a), pH (b), CE (c), DBO₅ (d), DQO (e) e coliformes fecais (f), para o efluente final e rio a montante e a jusante da descarga da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001..... 073
- Figura 4.5 - Variação dos parâmetros sólidos totais (a), sólidos totais fixos (b) e sólidos totais voláteis (c), para efluente final e rio a montante e a jusante da descarga da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001 074
- Figura 4.6 - Médias e limites de confiança 95% (inferior e superior) para os parâmetros: (a) pH chuva+seca; (b) pH chuvas; (c) CE chuva+seca; (d) CE chuvas; (e) CE seca; (f) DBO₅ chuva+seca; (g) DBO₅ chuvas; (h) DBO₅ seca..... 077
- Figura 4.7 - Médias e limites de confiança 95% (inferior e superior) para os parâmetros: (a) DQO chuva+seca; (b) DQO chuvas; (c) DQO seca; (d) STV chuva+seca; (f) CF chuva+seca; (g) CF chuvas 078

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 – Revisão de literatura

Tabela 2.1 - Sistemas de lagoas de estabilização no mundo.....	006
Tabela 2.2 - Composição típica das águas residuárias domésticas	009
Tabela 2.3 - Principais microrganismos patógenos transmitidos pela água	011
Tabela 2.4 - Coliformes fecais em rios do mundo	013
Tabela 2.5 - Eficiência de remoção de coliformes fecais em sistemas de lagoas em série com tempo de detenção hidráulica superior a 25 dias..	015
Tabela 2.6 - Remoção de patógenos por meio de vários processos de tratamento de águas residuárias.....	029
Tabela 2.7 - Desempenho de sistemas de lagoas de estabilização em série em Campina Grande.....	031

Capítulo 3 – Materiais e métodos

Tabela 3.1 - Valores médios mensais de temperatura, umidade relativa, precipitação pluviométrica nos anos de 1980 a 1998 e insolação de 1980 a 1997, do município de Teresina (PI)	044
Tabela 3.2 - Características das estações elevatórias do sistema de esgotamento sanitário da zona Leste - Teresina (PI).....	046
Tabela 3.3 - Características físicas e operacionais das lagoas do sistema ETE Leste - Teresina (PI).....	052
Tabela 3.4 - Parâmetros físico – químico, microbiológico e métodos analíticos empregados	053

Capítulo 4 – Apresentação e análise dos resultados

Tabela 4.1 - Valores médios de temperatura do ar, umidade relativa, precipitação, evaporação e insolação na cidade de Teresina (PI) nos anos de 1999, 2000 e 2001 durante o período estudado.....	057
Tabela 4.2 - Variação da vazão, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada ao sistema ETE Leste - Teresina (PI), nos anos de 1999, 2000 e 2001	058
Tabela 4.3 - Valores médios, mínimos, máximos e número de determinações de temperatura pH, CE, DBO ₅ , DQO, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e coliformes fecais de esgoto bruto (EB), efluente da lagoa de maturação 4 (M4) e efluente final (EF) da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001	061
Tabela 4.4 - Percentual de remoção de DBO ₅ , DQO e coliformes fecais do sistema ETE Leste - Teresina (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001	067
Tabela 4.5 - Resumo da análise estatística utilizando Test - t, para os parâmetros temperatura, pH, CE, DBO ₅ , DQO, sólidos totais e frações e coliformes fecais do esgoto bruto e efluente final da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas de março de 1999 a novembro de 2001	068
Tabela 4.6 - Valores médios, limites de variação mínimos e máximos e número de determinações de temperatura pH, CE, DBO ₅ ,DQO, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e coliformes fecais do efluente final e rio 100m a montante e a jusante da descarga de efluente final da ETE Leste Teresina - (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001	071
Tabela 4.7 - Valores de F e Fc (ANOVA) para os dados do efluente final da ETE Leste - Teresina (PI) e do rio, nas estações de chuva, seca e no período completo (mar/99 - nov01)	075

Tabela 4.8 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do esgoto bruto da ETE Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001	080
Tabela 4.9 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do efluente final da ETE Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001	080
Tabela 4.10 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do rio a montante, da ETE Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001	080
Tabela 4.11 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do rio a jusante, da ETE Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001	081

RESUMO

Este trabalho apresenta a avaliação do desempenho de um sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização da ETE Leste Teresina – (PI) e o impacto do lançamento do efluente final na qualidade das águas do corpo receptor, o rio Poty. O sistema é constituído de tratamento preliminar (gradeamento e desarenação) e cinco lagoas de estabilização. O projeto considera a primeira lagoa da série como sendo facultativa aerada e as demais de maturação (1, 2, 3 e 4). Uma série de lagoas é composta pela facultativa aerada seguida pelas maturação 1 e 3 e a outra, pela facultativa aerada seguida de maturação 2 e 4. O sistema está localizado na cidade de Teresina (5°05'13"S; 42°48'41"O; 73m acima do nível do mar), capital do estado do Piauí, Nordeste do Brasil. O período de estudo foi de março de 1999 a novembro de 2001 e os parâmetros analisados foram temperatura, pH, DBO₅, DQO, sólidos totais (ST), suas frações fixas (STF), voláteis (STV) e coliformes fecais (CF). As amostras foram coletadas às 8 horas da manhã no esgoto bruto (EB), efluente final (EF), rio a montante (RM) e a jusante (RJ), ambos a 100m do ponto de descarga do efluente final. Os valores médios da DBO₅ do EB e EF, foram de 355 e 77mgO₂/l; no RM encontraram-se entre 5 e 10mgO₂/l e o lançamento do EF, contribuiu para um aumento discreto em RJ, entre 6 e 16mgO₂/l. No período, as eficiências médias de remoção da matéria orgânica expressas como DBO₅ e DQO foram de 80% (351-77mgO₂/l) e 72% (525-145mgO₂/l) respectivamente, indicando o bom funcionamento do sistema. Os valores de sólidos totais e suas frações foram muito variados, não se verificando remoções expressivas. No esgoto bruto, os valores de CF foram típicos para águas residuárias domésticas (5,3x10⁷NMP/100ml), sendo removidos pelo sistema de tratamento em 99,9% (5,3x10⁷- 4,4x10⁴NMP/100ml), percentual considerado adequado para sistemas com esta configuração. No corpo receptor, os valores médios de coliformes fecais variaram de 9,3x10² a 9,2x10³NMP/100ml a montante e 2,0x10³ a 4,4x10⁴NMP/100ml a jusante. Através da análise de variância ANOVA (fator único) seguida do método GT-2 foi possível concluir que o lançamento do efluente da ETE Leste, não causou impactos na qualidade das águas do rio Poty.

ABSTRACT

This work presents the evaluation of a sewage treatment system by stabilization ponds named ETE Leste (Teresina City – Piauí State) and the final effluent impact on the receiving body (Poty River) water quality. The sewage treatment plant comprises preliminary treatment (screening and degripping) followed by five ponds of stabilization. The project considered the first pond as aerated facultative followed by two series in parallel of maturation ponds named 1, 2, 3 and 4: one serie with maturation 1 and 3 and the other with maturation 2 and 4. The system is located in the city of Teresina (5°5'13"S; 42°48'41"W; 73m above the sea level), capital of Piauí State, Northeast of Brazil. The study was carried out from March 1999 to November of 2001. The sampling points were raw sewage (RS), final effluent (FE) and river up and downstream (RU_p and RD) both at 100m from final effluent discharge. Samples were analyzed for temperature, pH, BOD₅, COD, Total Solids (TS) with fixed (TFS) and volatile (TVS) fractions and fecal coliforms (FC). Mean values of BOD₅ in the RS and FE were of 351 and 77mgO₂/l, between 5-10mgO₂/l in river upstream with river downstream showing a discrete BOD increase after receiving final effluent discharge (6 to 16mgO₂/L). During the experimental period organic matter (as BOD and COD) removal efficiencies (as BOD and COD) were 80% (351-77 mgO₂/l) and 72% (525-145mgO₂/l) respectively, showing good performance of pond system. Total solids and fractions varied considerably and no expressive removals were found. Raw sewage FC values were typical for those found in domestic wastewater (5.3x10⁷MPN/ml) with pond system removing up to 99,9% (5.3x10⁷- 4.4x10⁴MPN/100ml), considered appropriate for systems with this configuration. In the receiving water body FC mean values varied between 9.2x10² to 9.3x10³MPN/100ml for upstream samples and between 2.0x10³ to 4.4x10⁴MPN/100ml to downstream samples. Although the data haven't demonstrated a river impact caused by the final effluent discharge, the analysis of variance (ANOVA-one way) followed by the GT-2 graphic method demonstrated that those alterations were not significant.

CAPITULO 1

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

As previsões de escassez de água num futuro próximo, em várias regiões do globo terrestre, estão cada vez mais em alerta. Especialistas confirmam que haverá falta desse recurso, à medida que as populações e as atividades econômicas crescem, com demandas de água de 70-80% para a irrigação, menos de 20% para a indústria e 6% para consumo doméstico. Em estudo recente, a ONU revela que 45% da população mundial ficará sem água no ano de 2025.

Um dos fatores que mais contribuem para o agravamento dessa situação, é o lançamento indiscriminado, diretamente nos corpos d'água, de efluentes com elevada carga de matéria orgânica, gerados principalmente nos grandes centros populacionais urbanos, causando a poluição e facilitando a disseminação de doenças de veiculação hídrica, tornando os recursos hídricos disponíveis impróprios ao abastecimento, irrigação, recreação etc.. O tratamento dos esgotos é uma ação ambiental no âmbito da preservação das águas e preventivista no que se refere à saúde pública, visto que, os esgotos são portadores de microrganismos que põem em risco a saúde das pessoas.

A quantidade e a qualidade de água que serão necessárias ao atendimento das demandas metropolitanas e centros urbanos futuros é uma preocupação mundial, observando-se uma tendência ao planejamento integrado de utilização de água com a disciplina no uso da mesma e a busca pela preservação com fins de controle de poluição (AZEVEDO NETO, 1975).

Segundo a Organização Pan-americana da Saúde (OPAS, 1999), na América Latina e Caribe:

- ⊗ 168 milhões de pessoas não contam com sistemas de abastecimento de água em suas casas;

- ⊗ Milhões de pessoas recebem água, cuja qualidade não corresponde às recomendações da OMS nem aos padrões nacionais e internacionais;
- ⊗ As descargas industriais, agrícolas e urbanas, comprometem a qualidade da água tornando-a imprópria ao consumo humano;
- ⊗ Somente 10% das águas residuárias recebem algum tipo de tratamento;
- ⊗ A disposição inadequada das águas servidas e de esgotos, contamina a água potável, originando freqüentemente numerosas doenças diarréicas e gastroentéricas, sendo uma das três principais causas de morte na região.

O objetivo principal do tratamento das águas residuárias é a remoção de parasitas, bactérias e vírus causadores de doenças endêmicas. A opção tecnológica que permite alcançar esse objetivo denomina-se lagoas de estabilização. É um método bastante utilizado que possui alta eficiência de tratamento e emprega microrganismos na estabilização da matéria orgânica. Trata-se de grandes reservatórios de pequena profundidade, definidos por diques de terra, geralmente retangulares nos quais águas brutas ou pré-tratadas são estabilizadas por processos naturais que envolvem principalmente bactérias e algas (MARA, 1976).

Vários pesquisadores (SILVA, 1982; von SPERLING, 1996; KELLNER e PIRES, 1998), consideram o tratamento dos esgotos por lagoas de estabilização, ideal para as condições brasileiras, pelo clima favorável (temperatura e insolação elevadas), pela disponibilidade de área, por serem de simples operação e manutenção, além de não requererem equipamentos sofisticados. A maior desvantagem reside na necessidade de grandes áreas.

No Nordeste do Brasil, o clima é quente com muitas horas de insolação, existindo extensas áreas de terra a baixo custo de aquisição, favorecendo a aplicação do tratamento de esgotos por lagoas de estabilização. Os efluentes produzidos nesses sistemas são capazes de minimizar os efeitos nocivos do lançamento dos esgotos *in natura* nos rios, lagos etc., além da possibilidade de reaproveitamento (reúso) do esgoto tratado, como fertilizante, na lavagem de veículos, na construção civil, ornamentação urbana, irrigação e na aquíicultura,

contribuindo para a diminuição dos problemas causados pelas secas prolongadas nessa região.

Considerando-se esses aspectos, no Estado do Piauí, o tratamento dos esgotos tem sido direcionado para lagoas de estabilização. A capital Teresina com seus 714.583 habitantes possuía, até 1994, apenas 4% de cobertura de esgotamento sanitário. Hoje, com os novos sistemas implantados, esses serviços aumentaram para 16%.

Conhecer o comportamento e a eficiência dos sistemas de tratamento de esgotos torna-se uma importante ferramenta visando melhorar a qualidade do efluente lançado nos corpos receptores, tanto no âmbito dos parâmetros de projeto como para otimizar seu funcionamento de modo a atender aos padrões da legislação em vigor. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do sistema de tratamento de esgotos, por lagoas de estabilização, da ETE Leste Teresina (PI) funcionando em escala real, através do monitoramento físico-químico e microbiológico do esgoto bruto e do efluente das lagoas. O impacto do lançamento do efluente final da ETE, na qualidade das águas do corpo receptor, Rio Poty, também foi analisado.

CAPITULO 2

REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Considerações sobre o uso de lagoas

Os registros iniciais da aplicação de lagoas de estabilização para tratamento de esgotos datam de 1901, no Texas (EUA), quando uma lagoa de 280 ha (Lago Mitchel) foi utilizada no armazenamento de esgoto para fins de irrigação. Observou-se, naquela época, que o efluente era de melhor qualidade que o afluente, ocorrendo tratamento de esgotos. No ano de 1924, na cidade de Santa Rosa (Califórnia – EUA), o lançamento de esgoto sobre um leito de pedras ficou colmatado rapidamente formando uma lagoa de 90cm de profundidade sem odores desagradáveis. Em Melbourne, Austrália, desde 1940, as lagoas de estabilização já eram usadas para tratar esgotos efluentes de estações convencionais de tratamento de águas residuárias (KELLNER e PIRES, 1998). Esse país foi o primeiro a tratar esgotos por lagoas em série, sistema este que ficou conhecido como “australiano”.

Segundo AZEVEDO NETO (1975), os primeiros resultados completos de operação de três instalações em Camp Hood e Camp Barkley (Texas) e em Shoemaker Station (Califórnia - EUA), foram publicados em 1946. O mesmo autor também relata que após todas estas experiências bem sucedidas, em 1948, na cidade de Maddok no estado da Dakota do Norte (EUA), foi construída a primeira lagoa com a finalidade específica de tratar esgotos. Em 1982, de acordo com MIDDLEBROKS *et al.* (1982), nos EUA já existiam, mais de 5.000 lagoas de estabilização em pequenas comunidades representando um terço das estações de tratamento de esgotos do país.

Na América Latina e no Caribe, a grande expansão do número de lagoas para tratamento de esgotos ocorreu na década de 50. LEON e CAVALLINI

(1996), estimaram que mais de 3.000 lagoas se encontravam em operação na região.

ANDRADE NETO (1997), com referência a experiência brasileira na área de tratamento de esgotos sanitários, considerou que o Eng. José Benoit de Almeida Victoretti foi pioneiro ao introduzir, em 1960, o uso de lagoas de estabilização, na cidade de São José dos Campos (SP). Em 1967, foi construída a lagoa de estabilização da Cidade de Deus, no Rio de Janeiro, e na década de 70 expandiu-se o uso de lagoas de estabilização no Brasil. Em 1977, o estado de São Paulo possuía quarenta e dois sistemas de lagoas de estabilização e na cidade de Campina Grande (PB), a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, passou a desenvolver pesquisas com lagoas de estabilização, em escala-piloto, na busca de parâmetros de projeto para regiões de clima tropical.

O tratamento das águas residuárias através de lagoas de estabilização está muito difundido no mundo todo, sendo países que merecem destaque, os EUA, Austrália, Nova Zelândia, Israel, África do Sul, Índia, Canadá, Brasil, México, Colômbia, Peru, Costa Rica, Cuba e Equador. O emprego desse tipo de tratamento evoluiu muito, existindo hoje sistemas com configurações diversificadas que ocupam grandes extensões de terra, tratando grandes volumes de esgotos como mostra a Tabela 2.1.

BARTONE (1986), SILVA (1982), ARTHUR (1983), PEARSON (1987) e de OLIVEIRA (1990), citam as vantagens e desvantagens do emprego de lagoas de estabilização comparativamente aos processos convencionais de tratamento de esgotos:

Vantagens:

- Baixo custo de implantação;
- Simplicidade e baixo custo de operação, pois não exige pessoal especializado e a energia utilizada no processo é a do sol; a manutenção consiste apenas na limpeza dos taludes, controle da vegetação aquática, controle de odores e destino adequado de lodo;

- Quando bem projetadas e operadas, produzem efluentes finais de elevada qualidade microbiológica que poderão ser aproveitados na irrigação e na aquicultura;
- Alta capacidade de absorver choques orgânicos e hidráulicos pelo seu poder de diluição;
- Aplica-se ao tratamento de águas residuárias domésticas ou industriais, removendo também metais pesados do meio;
- As áreas ocupadas pelas lagoas podem facilmente ser recuperadas e reaproveitadas.

Desvantagens:

- Devido ao elevado tempo de detenção hidráulica, há necessidade de grandes áreas para sua construção;
- Efluentes com elevados teores de sólidos em suspensão pela presença maciça de algas. De fato, desde 1991, na Europa, efluentes de lagoas de estabilização com até 150mg/l de sólidos suspensos, podem ser lançados em corpos receptores (CEC, 1991);
- Funcionamento dependente das condições climáticas locais;
- Possibilidade de geração de maus odores.

Tabela 2.1 - Sistemas de lagoas de estabilização no mundo

<i>Localização</i>	<i>Vazão (m³/s)</i>	<i>Área da lagoa (ha)</i>	<i>Lagoas da série*</i>
<i>Melbourne, Austrália</i>	2,2	1.499	AN+F+M
<i>Auckland, Nova Zelândia</i>	2,4	530	F
<i>Stockton, Califórnia, EUA</i>	2,9	250	-
<i>Amman, Jordânia</i>	1,4	200	AN+F+M
<i>Mexicali, México</i>	1,2	140	AN+F
<i>Napa, Califórnia, USA</i>	0,4	140	F+M

Fonte: BARTONE & ARLOSOROFF (1987)

*AN=anaeróbia F=facultativa M=maturação

2.2 Águas residuárias

As águas residuárias são aquelas resultantes de atividades industriais, comerciais, domésticas, assim como também de origem pluvial ou mista (combinada). O esgoto doméstico ou esgoto sanitário é aquele proveniente de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que dispõem de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas. É composto essencialmente pelas excretas humanas e águas servidas resultantes da higiene doméstica e pessoal (JORDÃO e PESSOA, 1995).

A água é o constituinte de maior proporção nos esgotos domésticos, contribuindo com cerca de 99,9%. O restante (0,1%) é matéria sólida das quais aproximadamente 70% são de natureza orgânica e 30% inorgânica (Figura 2.1). A fração inorgânica do esgoto doméstico é formada por areia, sais e metais, enquanto que a fração orgânica é constituída por grupos de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%) e gorduras (10%). Os elementos químicos que fazem parte desses compostos são carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e, em menor escala, enxofre, fósforo e ferro (METCALF & EDDY, 1991).

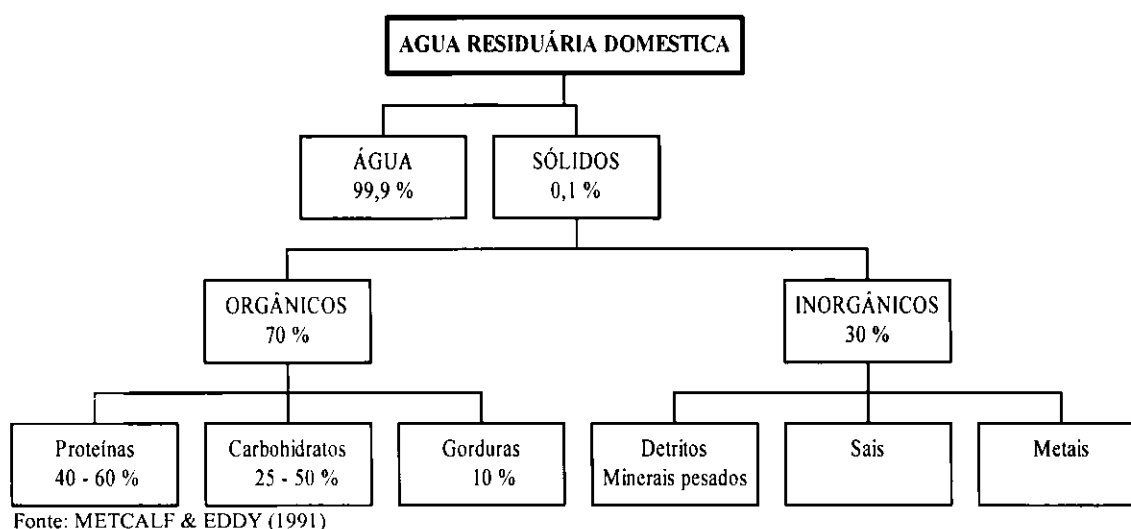
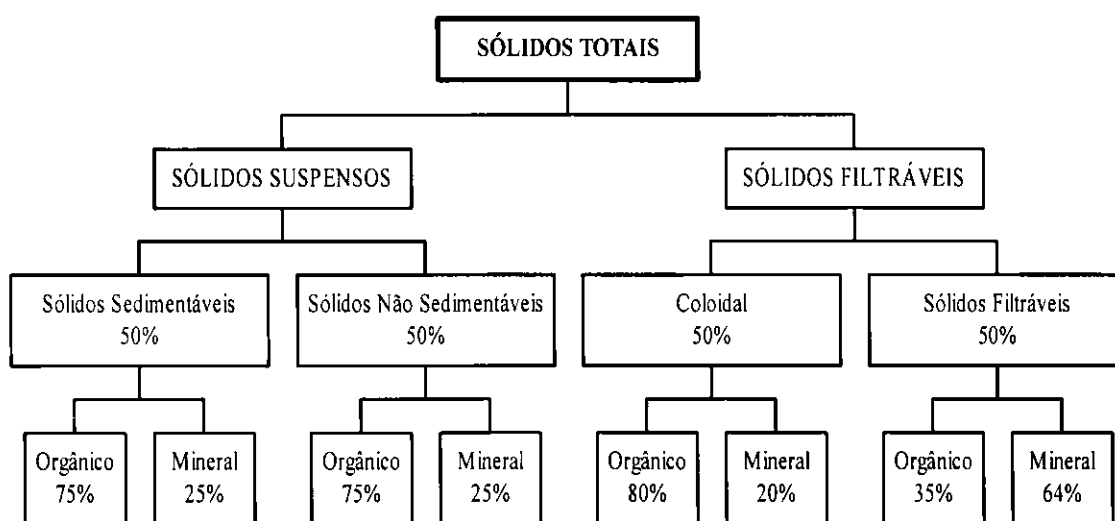


Figura 2.1 - Composição das águas residuárias domésticas

A fração dos sólidos compreende aqueles em suspensão e os dissolvidos ou filtráveis (Figura 2.2). Sua remoção representa o objetivo principal do tratamento e disposição final de esgotos (MENDONÇA, 2000).

A matéria orgânica nos esgotos domésticos é formada por excretas humanas, restos de alimentos e vegetais, uréia, pesticidas, detergentes e outros componentes orgânicos presentes nas águas de abastecimento. Essa grande variedade de materiais é quantificada como matéria orgânica, comumente em termos de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio).

A DBO_5 expressa a fração de matéria orgânica biologicamente degradável e sua determinação se baseia na medição do oxigênio dissolvido consumido na oxidação bioquímica (ou estabilização) da matéria orgânica, pelas bactérias aeróbias contidas numa amostra de água a 20°C durante cinco dias. É amplamente usada na medida das cargas de esgotos domésticos, para avaliar a eficiência das estações de tratamento bem como nas atividades de controle de poluição de corpos receptores (SAWER *et al.*, 1994). Quanto maior o seu valor, maior a quantidade de oxigênio necessário para a estabilização da matéria orgânica.



Fonte: METCALF & EDDY (1991)

Figura 2.2 - Classificação dos sólidos do esgoto doméstico

A DBO₅ das águas residuárias domésticas é função do consumo de água e da população atendida pela rede de esgotos. Em países como os EUA, o esgoto é considerado fraco quando apresenta uma DBO₅ de 200 a 300mg/l. Já em países de clima tropical onde o consumo de água é baixo, varia de 400 a 700mg/l, sendo essa concentração típica de um esgoto forte (MARA, 1976). A Tabela 2.2 apresenta a composição típica da maioria das águas residuárias domésticas.

Tabela 2.2 - Composição típica das águas residuárias domésticas

<i>Constituinte</i>	<i>Concentração</i>			
	<i>Unidade</i>	<i>Forte</i>	<i>Médio</i>	<i>Fraco</i>
<i>Sólidos Totais</i>	mg/l	1200	720	350
<i>Sólidos Totais Dissolvidos</i>	mg/l	850	500	250
<i>Fixos</i>	mg/l	525	300	145
<i>Voláteis</i>	mg/l	325	200	105
<i>Sólidos Suspensos</i>	mg/l	350	220	105
<i>Fixos</i>	mg/l	75	55	20
<i>Voláteis</i>	mg/l	275	165	80
<i>Sólidos Sedimentáveis</i>	ml/l	20	10	5
<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio</i>	mg/l	400	220	110
<i>Carbono Orgânico Total</i>	mg/l	290	160	80
<i>Demanda Química de Oxigênio</i>	mg/l	1000	500	250
<i>Nitrogênio (total na forma N)</i>	mg/l	85	40	20
<i>Orgânico</i>	mg/l	35	15	8
<i>Amônia livre</i>	mg/l	50	25	12
<i>Nitritos</i>	mg/l	0	0	0
<i>Nitratos</i>	mg/l	0	0	0
<i>Fósforo (total na forma P)</i>	mg/l	15	8	4
<i>Orgânico</i>	mg/l	5	3	1
<i>Inorgânico</i>	mg/l	10	5	3
<i>Cloretos</i>	mg/l	100	50	30
<i>Alcalinidade (como CaCO₃)</i>	mg/l	200	100	50
<i>Graxa</i>	mg/l	150	100	50
<i>Sulfato</i>	mg/l	34	22	12
<i>Coliformes totais</i>	Nº/100 ml	10 ⁷ - 10 ⁹	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁶ - 10 ⁷
<i>Compostos orgânicos voláteis</i>	µg/l	>400	100 - 400	<100

Fonte: METCALF & EDDY (1991)

Cada pessoa gera material residuário o qual faz parte do esgoto doméstico. Grande número de microrganismos presentes nos esgotos é originário da flora fecal humana, incluindo vírus, bactérias, protozoários e helmintos diversos.

Os microrganismos enteropatogênicos são aqueles que infectam o trato intestinal de humanos e animais de sangue quente. As doenças infecciosas transmitidas pela água se disseminam quando um desses microrganismos infecciosos é adquirido por meio da água ou de alimentos contaminados por matéria fecal contendo patógenos humanos ou de animais. Quando esses patógenos contaminam a rede de abastecimento público ou outras fontes de água potável utilizadas por muitas pessoas, surgem os surtos epidêmicos de doenças intestinais, cujo principal sintoma é a diarreia.

A contaminação da água e dos alimentos constitui um importante fator de risco de enfermidades diarreicas; calcula-se que 70% dos 1400 milhões de episódios de diarreia que afetam crianças menores de cinco anos, em todo o mundo, são devidos a patógenos transmitidos por água e alimentos. As cepas de *Escherichia coli* patogênica, por si só, causam 25% de todas as diarreias do mundo (LEON e CAVALLINI, 1996).

A transmissão das doenças infecciosas ocorre por via direta (feco-oral) ou via indireta (preparo dos alimentos, talheres, na agricultura, na higiene do ambiente, nas atividades de lazer, etc). HELLER (2000) citando FEACHEM *et al.* (1983), faz referências à classificação ambiental das infecções associadas aos dejetos humanos e relacionadas com a água, baseando-se nos mecanismos de transmissão: *de transmissão hídrica*, quando o patógeno encontra-se na água que é ingerida; *de transmissão relacionada com a higiene*, aquelas que podem ser interrompidas com bons hábitos de higiene pessoal e doméstica; *de transmissão baseada na água*, quando o patógeno desenvolve parte do seu ciclo vital em um animal aquático e aquelas *de transmissão por vetores*, quando é transmitida por insetos que procriam na água.

Na Tabela 2.3, encontram-se relacionadas as mais importantes doenças causadas por vírus, bactérias, protozoários e helmintos, transmitidas pela água, segundo o agente causador. Os vírus entram no corpo humano por via oral, multiplicando-se no trato gastrointestinal e sendo excretados com as fezes de indivíduos infectados.

Tabela 2.3 - Principais microrganismos patógenos transmitidos pela água

Bactéria	Doença	Vírus	Doença	Protozoário	Doença	Helminto	Doença
<i>E. coli</i> EPEC ETEC EHEC	Diarréia	Enterovírus: Poliovírus	Poliomielite; febre; meningite	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiase (dores abdominais, flatulência)	Nematodo: <i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariíase
		Echovírus	Diarréia; febre; meningite; doenças respiratórias	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebíase (diarréia mucoide e sanguinolenta)	<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriase
		Coxsackie	Febre; meningite, doenças respiratórias	<i>Balantidium coli</i>	Balantidiase (dores abdominais, diarréias, mucoides e sanguinolentas)	<i>Enterobius vermiculares</i>	Enterobia
<i>Salmonella</i>	Diarréia	Adenovírus	Doenças respiratórias, infecções de olhos	<i>Cryptosporidium spp</i>	Cryotosporidiase (diarréias abundantes e acuosas)	<i>Strongyloides estercolaris</i>	Estrongiloidíase
<i>S. typhi</i>	Febre tifóide	Reovírus	Não bem definidos			<i>Necator americanus</i>	Ancilostomíase
<i>S. paratyphi</i>	Febre paratífóide	Vírus de Hepatite "A"	Hepatite infecciosa	<i>Naegleria fowleri</i>	Meningoencefalite (dores de cabeça, febre, vômitos)	<i>Ancilostoma duodenale</i>	Ancilostomíase
<i>Shigella spp</i>	Disenteria bacilar	Vírus associados com gastroenterite:				<i>Taenia solium</i>	Taeniase
<i>V. cholerae</i>	Cólera	Rotavírus	Diarréias e vômitos			<i>Taenia saginata</i>	Taeniase
<i>Campylobacter spp</i>	Diarréias	Astrovírus	Diarréias e vômitos		<i>Hymenolepis nana</i>	Himenolepiase	
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Diarréias septicemias	Calicivírus	Diarréias e vômitos		Trematodo: <i>Schistosoma haematobium</i>	Esquistosomose	
		Agente Norwalk	Diarréias e vômitos		<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistosomose	
					<i>Schistosoma japonicum</i>	Esquistosomose	
					<i>Fasciola hepatica</i>	Fasciolase	
					<i>Clonorchis sinensis</i>	Clonorchíase	

Fonte: FEACHEN *et al.* (1983)

Os indicadores bacteriológicos de poluição fecal são grupos de bactérias que, pela sua origem, indicam a contaminação por fezes ou esgotos, de águas superficiais, subterrâneas, superfícies, alimentos etc.; assim, a contaminação fecal é avaliada através dessas bactérias, sendo que quanto maior sua concentração maior é a chance de contaminação fecal. De acordo com FEACHEM *et al.* (1983), uma bactéria indicadora fecal deve reunir as seguintes condições:

- ↳ Ser componente normal da flora intestinal;
- ↳ Ser exclusiva do intestino humano e de animais de sangue quente;
- ↳ Não se reproduzir fora do intestino;
- ↳ Estar presente sempre que um patógeno também estiver presente neste ambiente;
- ↳ Estar em número mais elevado que os patógenos;
- ↳ Resistir aos fatores ambientais e aos processos de tratamento de esgotos de forma igual ou mais que os organismos patogênicos;
- ↳ Ser fácil de isolar, identificar e quantificar;
- ↳ Não ser patogênica.

Não há, até o presente, nenhuma bactéria ou organismo que reúna todos os critérios de um indicador fecal ideal, destacando-se grupos, que satisfazem apenas a alguns desses requisitos (CEBALLOS, 2000). As bactérias indicadoras fecais mais universalmente empregadas são as do grupo coliformes fecais e estreptococos fecais, por serem indicadoras da contaminação fecal por animais de sangue quente (coliformes termotolerantes) e por reunirem condições mínimas necessárias para um indicador fecal. São de fácil detecção, utilizando-se, para isso, uma técnica laboratorial simples e relativamente econômica (APHA *et al.*, 1995).

Os organismos do grupo coliformes fecais (CF) são bactérias anaeróbico-facultativas na forma de bastonetes não-esporulados, que fermentam a lactose a 44,5°C em 24 horas, com produção de ácido e gás. Pertencem a esse grupo, *Escherichia coli*, *Klebsiela spp*, *Citrobacter spp* e *Enterobacter spp*.

2.3 Tratamento das águas residuárias por lagoas de estabilização

O lançamento indiscriminado de esgotos brutos ou parcialmente tratados, nos corpos d'água superficiais, causa sérios problemas de ordem sanitária e ambiental. Em países como os EUA e na Europa, os padrões de lançamento dessas águas residuárias têm sido cada vez mais restritivos. Os padrões bacteriológicos modernos de águas residuárias tratadas foram concebidos na maioria dos países, com base na qualidade da água utilizada para irrigação irrestrita considerando o fator "risco zero". A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) recomenda, para irrigação irrestrita, menos de 1.000CF/100 ml e menos de um ovo de helminto por litro, nesses efluentes.

Na América Latina e no Caribe, 49% da população têm serviço de coleta de esgoto, coletando-se diariamente aproximadamente 40 milhões de metros cúbicos de águas residuárias. Destes, apenas 10% recebem algum tipo de tratamento, o restante vai para os rios, lagos e mares, com previsão de 100 milhões de metros cúbicos, para o ano 2000.

Numerosos rios da América Latina (Tabela 2.4) superam os 1000CF/100ml e as enfermidades diarréicas são fatores desencadeantes da mortalidade infantil (LEON e CAVALLINI, 1996).

Tabela 2.4 - Coliformes fecais em rios do mundo

<i>Coliformes fecais (CF/100 ml)</i>	<i>Nº de rios em cada região</i>			
	<i>América do Norte</i>	<i>América Central e do Sul</i>	<i>Europa</i>	<i>Ásia e Pacífico</i>
<10	8	0	1	1
10-100	4	1	3	2
100-1000	8	10	9	14
1000-10 000	3	9	11	10
10 000-100 000	0	2	7	2
>100 000	0	2	0	3
Nºtotal de rios	23	24	31	32

Fonte: LEON e CAVALLINI (1996)

Não existem dados sobre os rios da África

No Brasil, a precariedade do saneamento básico é responsável por 80% das doenças que afetam a população e por 65% das internações hospitalares. O

déficit do setor de saneamento se expressa pela falta de sistemas de distribuição de água potável: 31,6 milhões de brasileiros (20%) não dispõem desse serviço básico. As áreas urbanas, onde moram 79% da população do País, são as melhores servidas. Das 10.131 localidades brasileiras consideradas urbanizadas, 8.735 (86%) têm redes de água. Entretanto, apenas 35% da população têm acesso a coleta de esgotos e deste percentual, cerca de 10% conta com serviços de tratamento de esgotos, o que ocasiona o lançamento diário de 10 bilhões de litros de esgotos brutos nos corpos d'água brasileiros (CABES, 1998).

Segundo a OMS, cinco milhões de crianças morrem em todo mundo por ano tendo como causa a diarreia, principalmente habitantes do terceiro mundo.

O tratamento de esgotos por lagoas de estabilização foi reconhecido pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) como sendo o mais eficiente na remoção de organismos patogênicos (vírus, bactérias, helmintos e protozoários) e o mais recomendado para países em desenvolvimento quando se visa o reúso na agricultura. Para a Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS), esses sistemas permitem gerar efluentes ricos em nutrientes e biomassa de algas aproveitáveis na agricultura e na aquicultura (CAVALLINI e MUNOZ, 1991).

SHUVAL (1990) destaca que, quando bem projetadas e bem operadas, as lagoas de estabilização produzem efluentes com a qualidade exigida para irrigação irrestrita, atendendo aos critérios da OMS. MENDONÇA (2000), referindo-se à quantidade de organismos removidos em lagoas, cita serem da ordem de seis magnitudes para coliformes e três ordens de magnitude para helmintos (Tabela 2.5).

No Nordeste do Brasil, vários estudos em escala-piloto têm mostrado que efluentes de lagoas em série podem facilmente atender aos critérios estabelecidos pela OMS quanto aos padrões microbiológicos de qualidade para irrigação irrestrita (MARA *et al.*, 1996).

De acordo com ARTHUR (1983), MARA & PEARSON (1986) e de OLIVEIRA (1990), os principais mecanismos envolvidos no tratamento por lagoas de estabilização são:

- ↳ Efeito reservatório que expressa o poder de diluição da lagoa e dá a ela a capacidade de absorver cargas hidráulicas e/ou orgânicas de choque;
- ↳ Sedimentação primária, responsável pela remoção dos sólidos suspensos sedimentáveis;
- ↳ Remoção de nutrientes nitrogênio e fósforo por transformações químicas e bioquímicas;
- ↳ Remoção de microrganismos patogênicos pela ação sinérgica de um ambiente inóspito;
- ↳ Biodegradação da matéria orgânica pela oxidação bacteriana (aeróbia) e pela digestão anaeróbia.

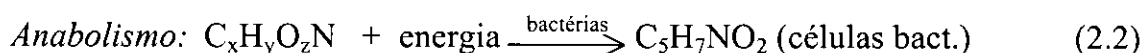
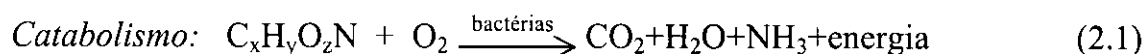
Tabela 2.5 - Eficiência de remoção de coliformes fecais em sistemas de lagoas em série com tempo de detenção hidráulica superior a 25 dias

<i>Localização</i>	<i>Nº de células</i>	<i>Qualidade do efluente (CF/100ml)</i>
<i>Melbourne, Austrália</i>	8-11	100
<i>Campina Grande (PB), Brasil</i>	5	30
<i>Cangolin, França</i>	3	100
<i>Amman, Jordânia</i>	9	30
<i>Lima, Peru</i>	5	100
<i>Tunis, Tunísia</i>	4	200

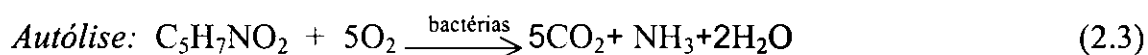
Fonte: BARTONE & ALLOSOROFF (1987)

O metabolismo das bactérias heterótrofas é o mecanismo mais importante de transformação da matéria orgânica das águas residuárias. Este processo bioquímico converte a matéria orgânica em produtos finais mais estáveis como CO₂, H₂O, sais de nitrogênio, fósforo, etc. e energia liberada, posteriormente utilizados na multiplicação celular. É realizado pelas bactérias aeróbias e facultativas na presença de oxigênio molecular como agente oxidante final (de OLIVEIRA, 1990). A decomposição bacteriana da matéria orgânica dos esgotos com obtenção de energia é denominada de catabolismo (desassimilação). Essa energia é utilizada na síntese de novas células, através do processo

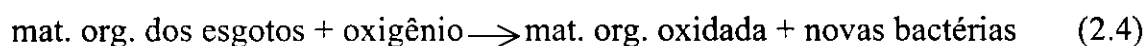
denominado de anabolismo (assimilação). Esses dois processos metabólicos são simultâneos e estão representados nas equações 2.1 e 2.2 (MARA, 1976):



Da matéria orgânica disponível, um terço é consumida no catabolismo e dois terços nas reações do anabolismo. Outra importante forma de catabolismo ocorre na massa celular, a qual é constituída de cerca de 80% de matéria orgânica biodegradável e pode ser oxidada parcialmente, num processo denominado respiração endógena, ou autólise (equação 2.3).



Uma representação mais geral do processo de oxidação aeróbia é apresentada na equação 2.4 (MARA, 1976):



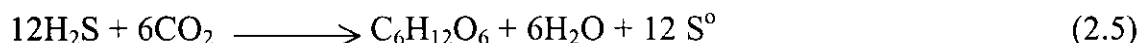
2.4 Principais microrganismos presentes em lagoas de estabilização

O tratamento de esgotos nas lagoas de estabilização, é resultado de processos biológicos por atividade dos microrganismos aeróbios, anaeróbios e facultativos. A biota que se desenvolve está constituída por algas e bactérias heterotróficas em associação com outros organismos microscópicos, através de relações mutualísticas, comensalísticas, competição e predação (CEBALLOS, 2000).

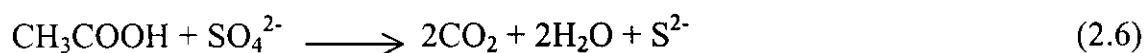
As bactérias heterotróficas aeróbias, anaeróbias ou facultativas decompõem a matéria orgânica secretando enzimas que hidrolisam os compostos orgânicos de elevado peso molecular, transformando-os em outros mais simples

que podem ser absorvidos e metabolizados no interior das células (SILVA e MARA, 1979). KONIG (1984) cita os principais gêneros de bactérias presentes nas lagoas de estabilização, como sendo *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Zooglea*, *Sphaerotilus* e mais raramente *Pseudomonas*.

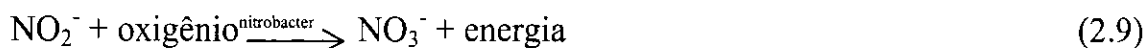
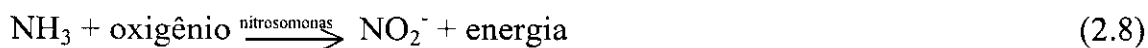
As bactérias fotossintéticas ou fototróficas são classificadas como bactérias verdes e púrpuras. As púrpuras contêm bacterioclorofila *a*, com faixa de absorção entre 825 e 890nm e bacterioclorofila *b* com absorção máxima em 1.000nm. As bactérias verdes contêm bacterioclorofila *c* e *d* que absorvem energia entre 705 e 755nm. Essas bactérias realizam fotossíntese anoxigênica (equação 2.5), utilizando compostos reduzidos do enxofre como doadores de elétrons, requerendo, quase sempre, condições anaeróbias (BITTON, 1994). Em alguns gêneros, o enxofre se deposita no interior das células desses o que causa a cor castanha avermelhada, rosa ou púrpura observada ocasionalmente nas lagoas de estabilização.



As bactérias do grupo *Desulfovibrio spp*, conhecidas como bactérias redutoras do sulfato, utilizam-se de substratos orgânicos e o íon sulfato como aceptor de elétrons para, sob condições anaeróbias, reduzirem o sulfato dos esgotos a sulfetos (equação 2.6 e 2.7):



As bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, também desempenham papel importante no tratamento das águas residuárias, oxidando respectivamente a amônia a nitrito (equação 2.8) e este para nitrato (equação 2.9), liberando energia utilizada na síntese do seu material celular (BRANCO, 1986). Este processo é chamado de nitrificação.



As cianobactérias e as algas são organismos fotoautotróficos que utilizam a luz como fonte de energia, gás carbônico como fonte de carbono e água como doador de elétrons, além de macro e micronutrientes para, através da fotossíntese, sintetizar sua biomassa. Constituem os mais diversificados grupos de microrganismos presentes nesses sistemas (BRANCO, 1986).

Principais envolvidos na remoção de nutrientes nas lagoas, durante o crescimento das cianobactérias e algas, ocorre a incorporação de compostos de nitrogênio e fósforo, porém as algas são sensíveis a ambientes com elevadas concentrações de amônia. Em trabalhos de ABELIOVICH & AZOV (1976), que estudaram a toxidez de amônia com algas do gênero *Scenedesmus*, isoladas de lagoas de alta taxa, foi observado que concentrações de 28mgN/l eram tóxicas e esta toxidez se evidenciava quando o pH era maior que 8.

As algas absorvem CO₂ e produzem oxigênio, incrementando os níveis de OD e pH na massa líquida. Para CURTIS *et al.* (1992), as algas, durante as horas iluminadas do dia, além de aumentar as concentrações de oxigênio dissolvido, interferem também no ambiente luminoso das camadas mais profundas, pois uma espessa camada de algas na superfície pode acarretar aumento da turbidez impedindo a penetração da luz.

Na zona fótica das lagoas de estabilização, muitos gêneros de algas são encontrados, na maioria verdes e diatomáceas, sendo muito abundantes, também, as cianobactérias. Os Phylas predominantes são: Cyanobacteria (*Oscillatoria*, *Anabaena*, *Microcystis*, *Spirulina*), Chlorophyta (*Chlamydomonas*, *Chlorogonium*, *Chorella*, *Pyrobotrys*, *Eudorina*, *Pandorina*, *Scenedesmus*, *Volvox*, *Dictyosphaerium*, *Oocystis*, *Ankistrodesmus*, *Micractinium*, *Coelastrum*), Euglenophyta (*Euglena* e *Phacus*) e Chrysophyta (*Cyclotella* e *Nitzschia*) (MARA & PEARSON, 1986). Nas lagoas facultativas, são mais encontradas *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Phacus*, sendo *Euglena* um dos gêneros de algas mais tolerantes à poluição (PALMER, 1969).

KONIG (1984), em trabalhos com lagoas de estabilização em escala piloto no Nordeste do Brasil, concluiu que a diversidade de algas decresce com o aumento da carga orgânica, sendo essa diversidade indicativa das condições de funcionamento de uma lagoa. Complementa que, nas lagoas de maturação, a presença de algas, o grande número de espécies de algas e o elevado valor do pH em decorrência da atividade fotossintética, associada a fatores físicos e climatológicos, são altamente efetivos na remoção de bactérias. Menor número de gêneros de algas são encontrados em lagoas facultativas que, por possuírem carga maior, não oferecem condições ideais de proliferação. A biomassa algal está limitada à profundidade em que a luz penetra na lagoa que, segundo BITTON (1994), varia até uns 60 cm da coluna d'água.

Para alguns autores, a biomassa algal tem um efeito nocivo quando é descarregada com o efluente no corpo receptor, contribuindo para o aumento da DBO₅. No entanto, é consenso na Comunidade Econômica Européia, que efluentes de lagoas de estabilização contendo até 25mg/l de DBO₅ filtrada e até 150mg/l de SS podem ser lançados em corpos receptores sem prejuízo à qualidade da água (CEC, 1991). Caso a legislação vigente não permita essas concentrações, é recomendável a remoção de algas antes de serem descarregadas, no corpo receptor, que pode ser feito por tratamento do efluente das lagoas em wetlands (MEIRA *et al.*, 2001).

Fungos e protozoários de vida livre têm menos relevância no tratamento por lagoas de estabilização. Ambos os grupos contribuem para a estabilização da matéria orgânica: os fungos, pela sua importância e os protozoários, através da predação de bactérias, algas e flocos biológicos de tamanhos consideráveis. Os fungos filamentosos podem ser encontrados nas superfícies das lagoas, tornando-se indesejáveis ao processo nas lagoas facultativas, por impedirem a penetração da luz na lagoa, prejudicando o processo fotossintético (SILVA e MARA, 1979)

Os rotíferos, cladóceras e copépodos, ao se alimentarem de algas e bactérias, exercem um papel importante no controle dessas. A *Daphnia*, um microcrustáceo freqüente em lagoas de estabilização, ao se alimentar de bactérias e algas auxilia na redução da turbidez, contribuindo para clarificação do efluente.

Porém, sob algumas condições ambientais, ainda não totalmente esclarecidas, a população de *Daphnia* pode crescer exageradamente e exterminar completamente as algas comprometendo, assim, o funcionamento das lagoas e com isso, o tratamento dos esgotos.

2.5 Classificação das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são classificadas, pela maioria dos autores, de acordo com o tipo de metabolismo que predomina na estabilização da matéria orgânica: são denominadas de lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação (PEARSON, 1987). Como variantes, estão as denominadas de alta taxa de degradação, macrófitas, entre outras.

2.5.1. Lagoas anaeróbias

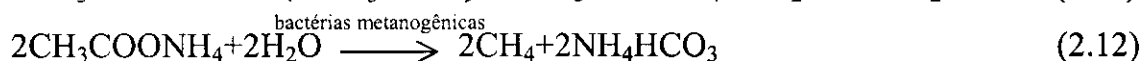
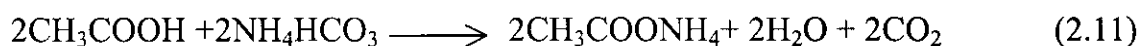
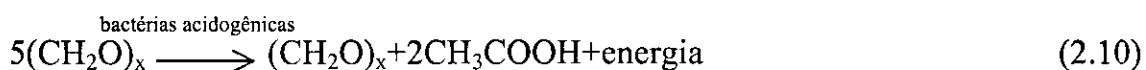
As lagoas anaeróbias são aquelas mantidas sem o oxigênio molecular, devido às altas cargas orgânicas aplicadas (MARA & PEARSON, 1986). Sua função principal é a redução da matéria orgânica, expressa na diminuição da DBO₅ e da DQO e que, nessas lagoas, envolve a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (METCALF & EDDY, 1991).

Os sólidos do esgoto sedimentam no fundo da lagoa, formando uma camada de lodo onde são digeridos pelas bactérias anaeróbias hidrolíticas (acidogênicas e metanogênicas), assim como o material dissolvido. O efluente parcialmente clarificado, pobre em oxigênio e rico em amônia e sulfeto, é geralmente descarregado em outra lagoa para um tratamento posterior.

van HAANDEL e LETTINGA (1994), consideram o processo anaeróbio de degradação da matéria orgânica seqüencial e envolvendo 4 estágios: na primeira fase, ocorre a hidrólise enzimática dos materiais complexos como proteínas, carboidratos e lipídeos, sendo transformados em matéria orgânica mais simples e solúvel, representada pelos aminoácidos, açúcares e ácidos graxos. Na segunda fase, chamada de acidogênese, as bactérias anaeróbias (maioria) e

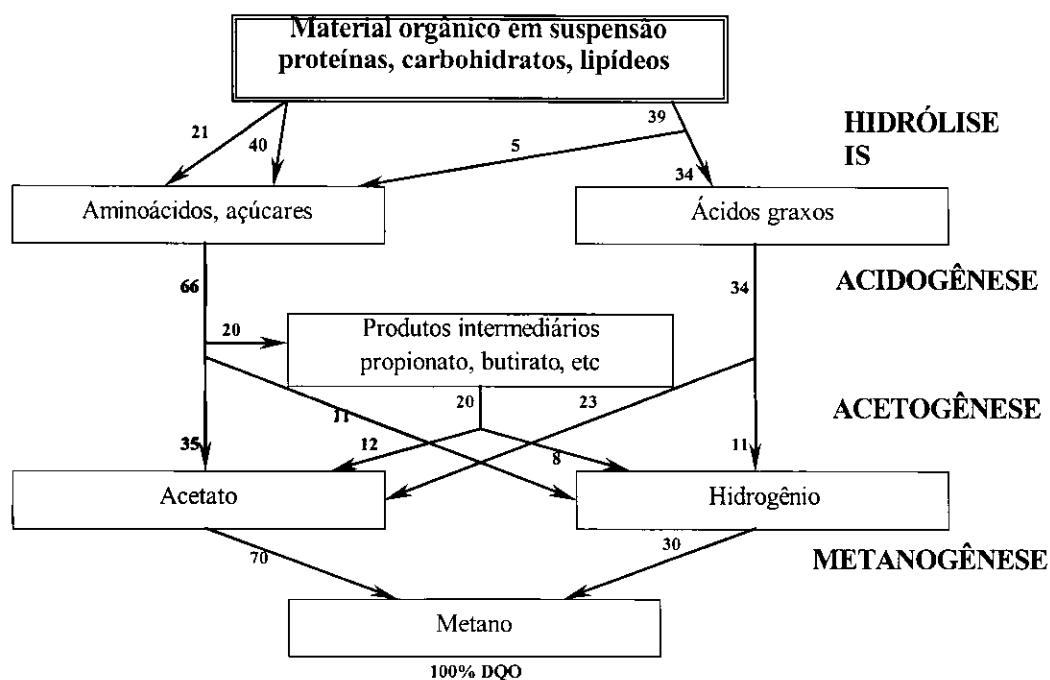
facultativas produtoras de ácidos, convertem os compostos orgânicos solúveis em ácidos orgânicos: ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S. Na terceira fase, de acetogênese, os produtos da acidogênese são convertidos a acetato, hidrogênio e CO₂. Na última fase, ocorre a fermentação metanogênica, onde os ácidos orgânicos simples, principalmente ácido acético são convertidos em metano e dióxido de carbono através de bactérias anaeróbias produtoras do metano.

As principais reações envolvidas na digestão anaeróbia são designadas como a fermentação ácida (correspondentes as fases 1,2 e 3) e a fermentação metanogênica, com reações representadas pelas equações 2.10 e 2.12 (MIDDLEBROOKS *et al.*, (1982) citado por de OLIVEIRA (1990):



A equação 2.11 descreve a reação de neutralização do ácido acético, antes de ser usado como substrato pelas bactérias metanogênicas. Na Figura 2.3 encontra-se uma representação esquemática dos processos envolvidos na digestão anaeróbia, segundo van HAANDEL e LETTINGA (1994). Os números referem-se a porcentagens de conversão da matéria orgânica como DQO.

O crescimento lento das bactérias metanogênicas em relação as acidogênicas faz diminuir o pH do meio, podendo ocasionar colapso do sistema, pois as metanogênicas são extremamente sensíveis às variações de pH (van HAANDEL e LETTINGA, 1994). Essas bactérias também são sensíveis à temperatura e a determinadas concentrações de sulfetos e amônia. MARA (1976) ressalta que o processo anaeróbio de decomposição da matéria orgânica é levado a efeito satisfatoriamente a temperaturas superiores a 15°C e valores de pH entre 6,8 e 7,4.



Fonte: van HAANDEL e LETTINGA (1994)

Figura 2.3 - Seqüência de processos da digestão anaeróbia de macromoléculas complexas

A maior desvantagem das lagoas anaeróbias é o mau odor ocasionado pela liberação de gás sulfídrico, resultante da digestão anaeróbia pela degradação das proteínas ou da redução do sulfato. Como vantagem, apresentam pequena produção de biomassa microbiana, resultando na produção de menor volume de lodo, em decorrência da conversão da matéria orgânica em metano, que é eliminado na forma gasosa para a atmosfera (van HAANDEL e LETTINGA, 1994). Lagoas anaeróbias bem operadas têm pH de 7,5, sendo que, nesse valor, metade do sulfeto está na forma de íon bissulfeto (HS^-). Altas cargas orgânicas podem fazer cair o valor do pH e mais gás sulfídrico poderá ser produzido; isto pode ser evitado adotando-se uma carga de até $400\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ para esgotos cuja concentração de sulfato seja menor que $500\text{mgSO}_4/\text{l}$ (MARA & PEARSON, 1986).

As lagoas anaeróbias são normalmente empregadas para a estabilização de elevadas cargas orgânicas, de 100 a $400\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ (MARA, 1976; SILVA e MARA, 1979; MARA & PEARSON, 1986), atuando como decantador primário

e digestor anaeróbio. As altas cargas orgânicas dificultam as trocas gasosas com a atmosfera. Porém, nessas lagoas existe uma película superficial muito fina da massa líquida (PEARSON, 1987), onde o oxigênio dissolvido é encontrado e abaixo da qual este gás é inexistente. Este ambiente inóspito impede a sobrevivência e a proliferação das algas. Entretanto, algumas vezes pode surgir na superfície das lagoas um fino filme de algas geralmente do gênero *Chlamydomonas*, com habilidade de sobreviver nesse ambiente (EPPLEY & MACIASR, 1962).

Os nutrientes em concentrações elevadas e a ausência de predadores, como protozoários e micro crustáceos essencialmente aeróbios, resultam numa baixa remoção de bactérias indicadoras. O principal mecanismo de remoção de bactérias indicadoras é a sedimentação pela sua adsorção junto com os vírus, às partículas sólidas que sedimentam (CEBALLOS, 2000). A remoção de matéria orgânica expressa como DBO_5 é de 40 a 70% (PEARSON, 1987) pela transformação da matéria orgânica em CO_2 e metano, que pode ser aproveitado como fonte de energia. A profundidade deste tipo de lagoa é de 4m segundo ARTHUR (1983) e de 2 a 3m para PEARSON (1987). O tempo de detenção hidráulica para McGARRY & PESCOD (1970) é de 5 dias; para MARA (1976) varia de 1 a 5 dias e para PEARSON (1987) é de 2 a 3 dias.

2.5.2. Lagoas facultativas

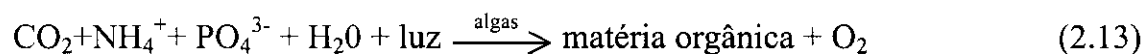
Nas lagoas facultativas, coexistem os dois tipos de metabolismo: aeróbio e anaeróbio, nos processos de estabilização da matéria orgânica. Estes reatores consistem basicamente na retenção dos esgotos por um período longo de tempo, o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam, particularmente aqueles envolvendo o metabolismo de algas e bactérias heterótrofas, embora alguns fungos e protozoários também participem (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Os sólidos sedimentáveis do esgoto afluyente (bruto ou pré-tratado) sedimentam no fundo da lagoa, formando uma camada de lodo. A matéria

orgânica nela contida é degradada sob condições anaeróbicas, liberando os gases sulfídrico, metano, amônia, carbônico e ácidos orgânicos, para o meio líquido, como na lagoa anaeróbia. O gás sulfídrico é oxidado na camada aeróbia superior, evitando sua emissão para a atmosfera e eliminando, assim, os maus odores.

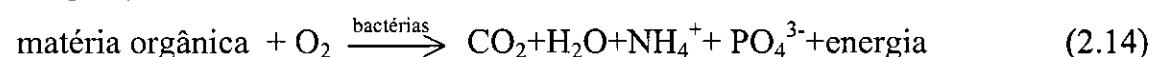
O material orgânico não sedimentado (solúvel e finamente particulado) é degradado pelas bactérias anaeróbicas e facultativas e, nas camadas superiores, sua oxidação é feita pelas bactérias que utilizam o O_2 presente, convertendo-o em CO_2 , amônia, fosfato e água. As algas, na presença de luz, disponibilidade de nutrientes inorgânicos e gás carbônico, os utilizam no seu crescimento, através da fotossíntese dando origem a novas células de algas (equação 2.13), liberando oxigênio molecular (BRANCO, 1986) que pode atingir níveis de concentrações de supersaturação quando as condições ambientais são favoráveis particularmente à insolação.

Fotossíntese:



O oxigênio dissolvido liberado pelas algas é usado pelas bactérias heterotróficas, durante a respiração aeróbia (equação 2.14), na decomposição da matéria orgânica, fechando, assim, o ciclo simbiótico algas/bactérias (MARA & PEARSON, 1986; MARA, 1976). Na camada superior da lagoa são geradas condições ideais para o estabelecimento de uma diversidade de algas microscópicas e cianobactérias que se mantêm ao longo de todo o processo.

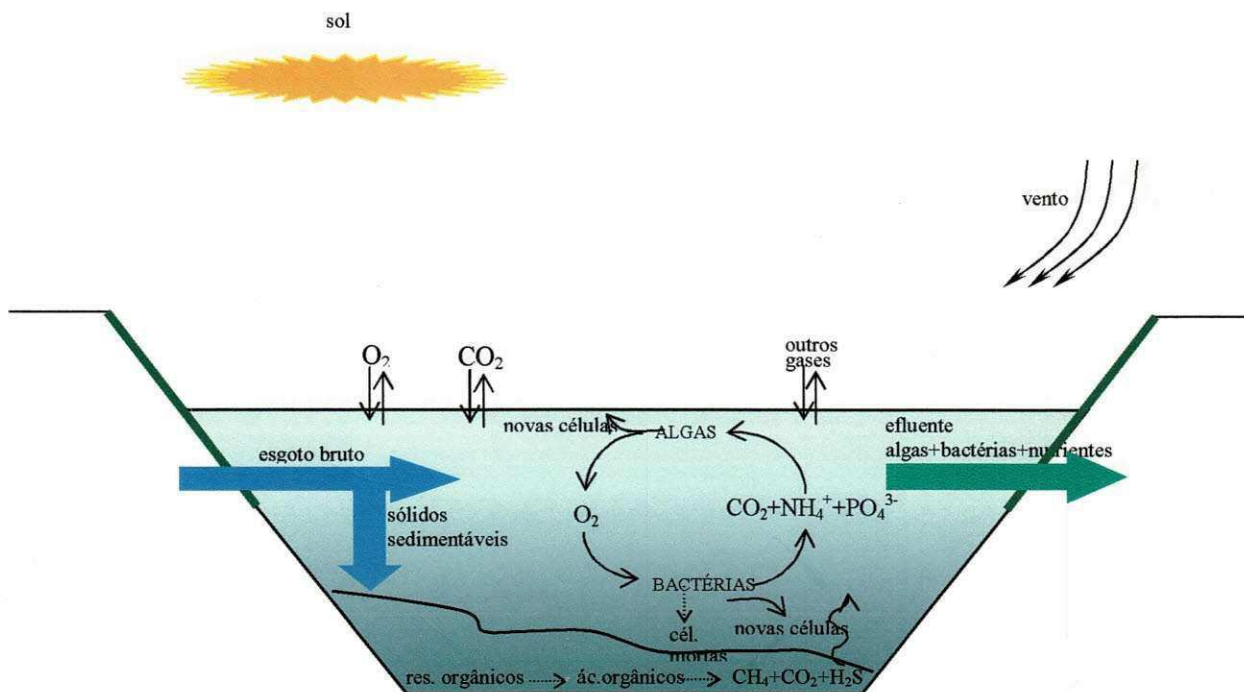
Respiração:



A fotossíntese tem como consequência a elevação do pH da massa líquida até valores acima de nove, criando condições ideais para a remoção de nutrientes como o fósforo, que pode precipitar na forma de um composto

insolúvel, a hidroxiapatita (BRANCO, 1986), além de propiciar a remoção da amônia por volatilização (ABELIOVICH & AZOV, 1976).

Os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem numa lagoa de estabilização facultativa, com detalhes da simbiose entre algas e bactérias, estão ilustrados na Figura 2.4.



Fonte: adaptado de ARCEIVALA (1986)

Figura 2.4 - Lagoa facultativa com detalhes da simbiose entre algas e bactérias

As cargas orgânicas superficiais admissíveis para lagoas facultativas variam de 100 a 440kgDBO₅/ha.dia, para temperaturas superiores a 15°C e inferiores a 30°C. A área da lagoa é calculada em função dessa taxa, que é variável com a temperatura local, latitude, altitude e exposição solar (SILVA e MARA, 1979). Lagoas facultativas geralmente removem 60 – 80% da DBO₅ afluente e o decaimento bacteriano é da ordem de uma unidade logarítmica (PEARSON, 1987).

Como a fotossíntese é um processo dependente da luz, a quantidade de oxigênio é maior durante o dia e, nesse período, a lagoa funciona como aeróbia

nas suas camadas superiores, ao longo da zona fótica. À noite, quando não há fotossíntese, predominam as condições anaeróbias. Segundo MARA (1976), a profundidade da lagoa facultativa deve variar de 1,5 até 2,5m, o que proporciona boas condições de anaerobiose sem exalação de maus odores, sem o crescimento de vegetação desde o fundo e sem a possibilidade da proliferação de mosquitos. Reforçando estas recomendações, SILVA e MARA (1979) admitem que, caso a profundidade exceda os 1,5m, a lagoa pode se tornar anaeróbia com odores excessivos. As remoções de DBO₅ são da ordem de 70 a 80% (ARTHUR, 1983; PESCOD & MARA, 1988).

A degradação aeróbia é um processo mais rápido do que a anaeróbia, produzindo substâncias com baixo teor energético, liberando mais energia e gerando maior produção de microrganismos.

2.5.3. Lagoas de maturação

São lagoas de pequena profundidade, favorecendo o estabelecimento de condições aeróbias devido à aeração superficial e a atividade fotossintética das algas e cianobactérias. Sua principal função num sistema de tratamento é a inativação dos organismos patogênicos. Os ovos de helmintos e cistos de protozoários remanescentes na fase final do processo de tratamento são removidos por sedimentação, persistindo na camada de fundo, onde morrem (MARA, 1976).

São usualmente empregadas com o objetivo de melhorar a qualidade do efluente proveniente de outras unidades de tratamento.

De acordo com PEARSON *et al.* (1995), a redução da profundidade também reduz o tempo de detenção, mas isto não afeta a qualidade do efluente final, pois as lagoas mais rasas são de melhor eficiência do que as mais profundas, quanto à desinfecção natural. KONIG (1984) explica que, pela baixa turbidez, a luz penetra até as camadas mais profundas, o que proporciona a atividade fotossintética em toda a coluna d'água, facilitada também pela pouca profundidade dessas lagoas, fazendo com que a população de algas seja elevada e

que o oxigênio dissolvido induza a presença de organismos aeróbios ou facultativos. O equilíbrio entre fotossíntese e oxidação aeróbia garante a presença de oxigênio dissolvido em todo o meio líquido. Devido às condições adversas, bactérias são eliminadas por falta de alimento, predação por outros organismos, penetração de luz em toda a profundidade da lagoa, elevado pH devido a atividade fotossintética e a presença de toxinas das algas (MARA & PEARSON, 1986).

A profundidade nas lagoas de maturação varia de 1,0 a 1,5m (McGARRY & PESCOD, 1970) e o tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 3 a 10 dias (de OLIVEIRA, 1990). As cargas orgânicas aplicadas são relativamente baixas, menores que 100 kgDBO₅/ha.d.

Em lagoas estritamente aeróbias como as lagoas de maturação, os efluentes podem atingir ótima qualidade microbiológica com concentração de coliforme fecal menor que 1000CF/100ml e menos de 1 ovo de helminto/litro, podendo ser utilizados na irrigação irrestrita (WHO, 1989). De acordo com MARA e SILVA (1979), lagoas de maturação inseridas em sistemas de lagoas em série constituem a etapa final do tratamento ou etapa de polimento, por removerem os organismos patogênicos e onde é atingida a qualidade desejada para o efluente final.

2.6 Lagoas aeradas

As lagoas aeradas possuem equipamentos de aeração (aeradores) artificial para suplementar ou repor o oxigênio dissolvido, de modo a mantê-lo em toda ou parte da massa líquida, garantindo a realização das reações bioquímicas que caracterizam o processo. São consideradas um misto de lagoa facultativa com lodos ativados. A velocidade dos processos de degradação da matéria orgânica nessas lagoas sofre influência das variações de temperatura, da intensidade e forma de aeração, bem como da natureza do esgoto. Devem funcionar como reatores de mistura completa, sem decantação, mantendo os flocos biológicos em suspensão. Caso a agitação provocada pelos aeradores seja

insuficiente para evitar a sedimentação, esta se denomina de lagoa facultativa aerada (ARCEIVALA, 1986).

Alguns autores não reconhecem as lagoas aeradas como lagoas de estabilização, por possuírem mecanismos não naturais (mecânicos) que intensificam os processos de remoção de matéria orgânica.

Quanto às características físicas, os aeradores podem funcionar por princípios mecânicos, por difusão ou por combinação dos dois sistemas. Os aeradores mecânicos apóiam-se em estruturas fixas ou flutuantes de eixo horizontal ou vertical.

As desvantagens da utilização de lagoas aeradas vão desde a presença acidental de odores ocasionados por problemas mecânicos nos aeradores até falta de energia elétrica, devendo ser destacado o custo elevado de aquisição dos equipamentos de aeração e o alto consumo de energia elétrica. Como vantagem, requerem menor área para sua implantação, pois são relativamente profundas. Essa profundidade é muito variada: entre 3 a 4m (HAMMER, 1979) ou 2 – 6m (BITTON, 1994). O tempo de permanência varia de 3 a 6 dias. Segundo JORDÃO e PESSOA (1995), a carga orgânica superficial pode ser de 1000 a 3000 kgDBO/ha.d e a carga volumétrica de 20 a 30gDBO₅/m³.d.

2.7 Configurações de sistemas de lagoas

Os processos convencionais de tratamento de esgotos, tais como lodos ativados e filtros biológicos, em geral não são capazes de produzir um efluente de qualidade bacteriológica de acordo com o recomendado pela OMS (WHO, 1989), com coliformes fecais inferiores a 1.000CF/100ml, além de, geralmente, serem ineficientes na remoção de ovos de helmintos. A Tabela 2.6 faz uma comparação de alguns sistemas biológicos de tratamento de esgotos e as eficiências na remoção de bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus entéricos, observando-se a maior eficiência das lagoas de estabilização com três lagoas em série e tempo de detenção hidráulica maior que 25 dias.

O tratamento biológico de águas residuárias emprega reatores biológicos com diferentes configurações, que constituem verdadeiros ecossistemas microbianos. Nos sistemas de lagoas de estabilização, quando o efluente de uma lagoa alimenta a lagoa seguinte, diz-se que estão em série. Se o efluente de uma lagoa alimenta simultaneamente duas ou mais lagoas, constituem sistemas paralelos. Segundo PEARSON *et al.* (1995), as lagoas de estabilização podem ser distribuídas em diferentes números e combinações, como forma de alcançar o padrão da qualidade desejada para o efluente final.

Em países de clima tropical, uma configuração recomendável, segundo SILVA e MARA (1979), seria uma lagoa facultativa recebendo esgoto bruto seguida de 2 ou 3 de maturação, ou uma lagoa anaeróbia, seguida de facultativa e 2 ou 3 de maturação.

Tabela 2.6 - Remoção de patógenos por meio de vários processos de tratamento de águas residuárias

<i>Tratamento</i>	<i>Coliformes fecais (%)</i>	<i>Cistos de protozoários (%)</i>	<i>Ovos de helmintos (%)</i>	<i>Vírus entéricos (%)</i>
<i>Primário-Secundário</i>	50-90	10-50	30-90	0-30
<i>Filtro percolador*</i>	90-95	50-90	50-95	90-95
<i>Lodos ativados*</i>	90-99	50	50-99	90-99
<i>Valos de oxidação*</i>	90-99	50	50-99	90-99
<i>Lagoas de estabilização**</i>	≥ 99.99	100	100	≥ 99.99
<i>Tanques sépticos</i>	50-90	0	50-90	50

Adaptado de FEACHEM *et al.* (1983)

*Com sedimentação, digestão e secagem do lodo

**Três unidades em série com tempo de detenção hidráulica superior a 25 dias

Dependendo da configuração do sistema, do tempo de detenção hidráulica e da temperatura ambiente, o tratamento de esgotos por lagoas de estabilização pode atingir remoções de até 100% de patógenos, 99,9999% de coliformes fecais (JORDÃO e PESSOA, 1995), 100% de cistos de protozoários e ovos de helmintos, produzindo um efluente de elevada qualidade microbiológica. Segundo MARA & CAIRNCROSS (1989), as lagoas de estabilização em série

podem produzir excelentes efluentes, com uma qualidade microbiológica adequada para irrigação irrestrita.

Os sistemas de lagoas em série, por serem mais eficientes, têm encontrado vasta aplicação nos últimos anos. A inclusão de lagoas anaeróbias nestes, tem-se mostrado econômica quanto ao terreno necessário a implantação, visto que, por serem mais profundas, diminuem a área superficial requerida.

A qualidade do efluente de lagoa de estabilização varia com o tipo de lagoa, desde aquele de baixa qualidade (lagoa anaeróbia), intermediária (lagoa facultativa) e superior (lagoa de maturação), sendo conveniente o emprego de lagoas sucessivas anaeróbia, facultativa e maturação. Uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa e um número variado de lagoas de maturação, tem se tornado a configuração mais utilizada em projetos de sistemas de lagoas em série (MARA & PEARSON, 1986).

MARAI (1974), explica que para alcançar até 90% de remoção de coliformes fecais uma única lagoa é suficiente; até 99%, duas lagoas em série devem ser usadas; para 99,9%, três lagoas em série e assim sucessivamente. O mesmo autor conclui que um sistema com várias lagoas em série se torna mais eficiente que aquele constituído de somente uma lagoa, para área, tempo de detenção hidráulica e cargas orgânicas afluentes iguais. Isso é explicado pelo fato de se considerar o regime hidráulico de uma única lagoa como o de um reator completamente misturado, enquanto que o de uma série de lagoas se aproxima mais de um reator com escoamento tubular (plug-flow), que é mais eficiente. As lagoas de estabilização devem ser projetadas em série para que o fluxo hidráulico se aproxime mais do fluxo pistão ou não disperso, o que contribui para uma maior eficiência de tratamento. Como as condições de fluxo pistão são difíceis de serem alcançadas na prática, o sistema de lagoas em série apresenta-se como mais viável. A utilização de tempos de detenção iguais em cada lagoa aumenta, segundo o mesmo autor, a eficiência na redução de coliformes fecais.

A configuração de lagoas foi amplamente estudada em trabalhos desenvolvidos na EXTRABES, UFPB em Campina Grande, estado da Paraíba (PB), onde foram avaliadas, séries de lagoa anaeróbia, facultativa e de

maturação; três lagoas em série com duas anaeróbias e uma facultativa; duas lagoas em série uma anaeróbia mais uma facultativa; série longa de dez lagoas. Em 1991, a EXTRABES implantou um novo campo experimental no bairro da Catingueira, Campina Grande, composto por 27 lagoas de estabilização, compondo 10 delas a série longa e as outras com diferentes arranjos: duas anaeróbias em paralelo; efluente reunido e dividido em partes iguais para alimentar cinco lagoas facultativas secundárias paralelas; efluentes reunidos e afluindo a uma lagoa de maturação primária; efluente dividido em partes iguais para cinco lagoas de maturação secundária (ANDRADE NETO, 1997).

A Tabela 2.7 apresenta alguns resultados obtidos na EXTRABES, com sistemas de lagoas em série, compostos de uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e três de maturação, estas últimas também em série, operando em escala piloto.

Tabela 2.7 - Desempenho de sistemas de lagoas de estabilização em série em Campina Grande

<i>Tempo de detenção hidráulica da série (dias)</i>	<i>% Remoção</i>		
	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>Coliformes fecais</i>
8,5	89	79	99
17	88	73	99,96
29,1	93	82	99,99994

Fonte: SILVA *et al.* (1996)

Em Brasília, no Distrito Federal, a maioria dos sistemas de tratamento de esgotos são constituídos de lagoas de estabilização anaeróbia seguida de facultativa e maturação ou polimento. As configurações vão desde as mais simples como a ETE Brazlândia, com lagoas do tipo sistema australiano, até as mais avançadas, como a ETE Samambaia, cujo layout é uma combinação de lagoa facultativa com reator anaeróbio interno seguida de lagoas de alta taxa e lagoas de polimento chicaneadas. A parte interna junto à entrada da lagoa facultativa funciona como reator anaeróbio de fluxo ascendente com 6,0 m de profundidade. Esse sistema tem apresentado remoções de 95 % de DBO₅ e

99,9982 % de coliformes fecais, com um tempo de detenção de 12 a 15 dias (PINTO *et al.*, 1997).

Na cidade de Fortaleza (CE), dos 17 sistemas de tratamento por lagoas de estabilização oito são do tipo em série. O maior sistema ocupa uma área de 73 ha com cinco lagoas em série: uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação, tratando esgoto misto doméstico e industrial. Segundo SANTIAGO (2000), a remoção de DBO_5 é de 93% e 99,9998% de coliformes fecais.

2.8 Fatores interferentes

O tratamento de esgotos por lagoas de estabilização depende de vários fatores, alguns deles de projeto (profundidade, carga orgânica, tempo de detenção hidráulica, dimensões, posicionamento dos dispositivos de entrada e saída, configuração do sistema), outros de natureza física (temperatura, precipitação pluviométrica, radiação solar, ventos, evaporação, infiltração, nebulosidade, luminosidade), ou química (pH, oxigênio dissolvido, nutrientes, tipos de compostos orgânicos). Esses fatores devem, na medida do possível, ser criteriosamente considerados, a fim de serem minimizadas suas interferências no funcionamento das lagoas (CETESB, 1990).

A temperatura exerce grande influência no metabolismo dos organismos e está diretamente relacionada com o seu crescimento e sobrevivência. O aumento de temperatura aumenta a atividade metabólica dos microrganismos, diminui a solubilidade dos gases no meio líquido, aumenta a evaporação da água, com conseqüente aumento de salinidade, diminui a viscosidade e a densidade (BRANCO, 1986).

PELCZAR *et al.* (1993), classificam os microrganismos de acordo com a temperatura ótima de crescimento, em *psicrófilos* (crescem a baixas temperaturas 15 - 20°C), *termófilos* (crescem a altas temperaturas 40 - 85°C) e *mesófilos* (crescem em temperaturas moderadas 25 - 40°C). Os microrganismos participantes dos processos de tratamento de esgotos, mais abundantes em lagoas

de estabilização: bactérias, fungos, algas e protozoários, pertencem a este último grupo, crescendo na faixa de temperatura mesófila. Segundo METCALF & EDDY (1991), a temperatura ótima para o desenvolvimento do metabolismo mesófilo é de 25 a 35°C e uma queda de 10°C pode representar uma redução em 50% da atividade microbiana.

Nos corpos aquáticos, diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, formando barreiras físicas. De acordo com ESTEVES (1998), essas camadas são denominadas de *Epilímnio* (correspondente a camada superior mais quente, menos densa, com maior circulação, rica em oxigênio) *Metalímnio* ou *Termoclina* (camada de transição com elevado gradiente de temperatura) e *Hipolímnio* (camada inferior, mais fria, mais densa).

É comum em lagoas de estabilização, principalmente facultativas, sob intensa radiação solar, o calor não se distribuir uniformemente sendo observada uma distribuição heterogênea da temperatura por camadas, caracterizando a estratificação térmica. Os estratos formados, normalmente estão diferenciados física, química e biologicamente. À noite, ocorre o fenômeno da inversão térmica (von SPERLING, 1996b), onde a camada quente superficial resfria rapidamente, ficando mais densa e descendo ao fundo da lagoa, ocasionando a mistura completa da massa de água pela quebra da estratificação térmica. Desta forma, os microrganismos que estavam no fundo, ficam em suspensão e saem com o efluente. A caracterização física, química e microbiológica da coluna líquida das lagoas de estabilização a diferentes profundidades tem sido objeto de pesquisas por vários especialistas (SILVA e MARA, 1979; PEARSON & KONIG, 1986; CEBALLOS e KONIG, 1997b).

A temperatura influencia também na diversidade de algas presentes nas lagoas. Em dias muito ensolarados, às temperaturas elevadas as algas do Phylum Chlorophyta aparecem menos, prevalecendo representantes das Cianobactérias seguida pelas representantes das Euglenophytas. Nessas condições, as bactérias aeróbias exigem mais oxigênio, face ao aumento da atividade metabólica, oxigênio este que poderá não ser suficientemente repostado pelas algas e pode ocasionar o decréscimo da quantidade de bactérias aeróbias.

O vento, na área superficial das lagoas de estabilização, tem um papel importante para as condições de mistura da massa de água, facilitando um melhor contato entre as populações de microrganismos, nutrientes e gases, acelerando assim a degradação.

A energia do vento contribui também para a quebra da estratificação térmica quando é suficiente para misturar a massa d'água estratificada. Para SILVA e MARA (1979), o vento e o calor são os dois fatores mais importantes que influenciam diretamente no grau de mistura que ocorre dentro de uma lagoa de estabilização. Parte do oxigênio dissolvido em uma lagoa de estabilização é produzido pela reaeração provocada pela ação do vento (HAMMER, 1979).

A radiação solar é indispensável para a operação das lagoas de estabilização facultativas e de maturação, por ser essencial ao processo de fotossíntese das algas, interferindo na quantidade de oxigênio disponível no meio líquido. A radiação solar varia com a latitude (MOELLER & CALKINS, 1980), o que pode indicar, aumento ou diminuição dos efeitos sinérgicos bactericidas nas lagoas.

Nas lagoas de estabilização facultativas estratificadas, as algas têm uma distribuição diferenciada ao longo da coluna d'água. As algas não móveis afundam e as flageladas fogem das zonas superiores mais aquecidas para o fundo, diminuindo a produção de oxigênio na camada acima da termoclina. Devido à formação de uma espessa camada de algas logo abaixo da termoclina, as algas na zona inferior não conseguem subir, exercendo DBO elevada, uma vez que a fotossíntese nessa profundidade é insignificante ou ausente (MARA, 1976). Há ocorrência de curto-circuito hidráulico e conseqüente diminuição do tempo de detenção hidráulica da lagoa. Nessas condições, o sistema pode se tornar anaeróbio com redução da taxa de degradação da matéria orgânica e de eliminação de patógenos. Segundo ainda o mesmo autor, a zona fótica, i. é., exposta a raios solares nas lagoas de estabilização, vai até 15 a 30cm da superfície.

A confiabilidade no tratamento por lagoas pode ser afetada pela chuva. Chuvas intensas poderão acarretar: diminuição da disponibilidade de alimentos

para os organismos, devido ao efeito diluição; arraste de sólidos pelo efluente; obstrução, a longo prazo, dos condutos de alimentação do esgoto bruto, devido ao acúmulo de areia que não ficou retida na desarenação; carreamento para a lagoa de grande volume de areia proveniente da rede coletora de esgotos, ocasionando diminuição do tempo de detenção e alterações na qualidade do esgoto a ser tratado.

O pH é um outro importante parâmetro que influencia na atividade metabólica da biota aquática, sendo também bastante influenciado por esta. A maioria dos microrganismos cresce numa faixa de pH entre 5 e 9, sendo poucas as espécies que se desenvolvem melhor em valores de pH abaixo de 2 ou acima de 10, devido ao pH afetar a atividade das enzimas microbianas que são de natureza protéica, assim como a membrana celular, devido à ionização, refletindo no transporte de nutrientes para dentro da célula e no pH intracelular (BITTON, 1994). Quando o pH é superior a 9,0, poderá haver inibição do metabolismo celular através de alterações internas no pH citoplasmático. Esse fenômeno causa a inibição da bactéria *E.coli* quando, por exemplo, o pH atinge valores de 9,2 (PARHAD & RAO, 1974). As lagoas de estabilização anaeróbias e facultativas operam mais eficientemente em valores de pH quase neutro.

O pH varia com a coluna líquida, sendo maior na superfície, devido a maior fotossíntese das algas. É variável ao longo do dia. Pela manhã, como reflexo da noite, é relativamente inferior. À noite, a diminuição do pH é ocasionada pelo excesso de gás carbônico liberado no processo de respiração e não ocorrência da fotossíntese consumidora desse gás, devido à ausência da luz.

2.9 Remoção de microrganismos presentes em lagoas de estabilização

A boa eficiência das lagoas de estabilização na remoção de microrganismos tem sido observada em inúmeras experiências, utilizando-se várias configurações de sistemas de lagoas. Uma das causas mais prováveis do decaimento de patógenos e coliformes fecais em lagoas é a morte por falta de

alimento devido à competição entre os vários organismos da lagoa (KONIG, 1984). JAMES (1987) recomenda a manutenção de baixa concentração de matéria orgânica, pois a falta de alimento causa rapidez na mortalidade de coliformes fecais nas lagoas. Quando não dispõem de suficiente alimento, as bactérias também podem morrer como resultado da respiração endógena, vez que o seu citoplasma é constituído de 80% de matéria orgânica. O decaimento natural é devido a predação, adsorção em partículas e sedimentação. Nos sistemas em série em que as lagoas de maturação funcionam como etapa final do tratamento, verifica-se a presença do zooplâncton atuando no consumo do fitoplâncton e o bacterioplâncton.

Vários autores citados na literatura (MCGARRY & PESCOD, 1970; THIRUMURTHI, 1974; ARTHUR, 1983; ELLIS, 1983), consideram também como fatores que contribuem para a remoção de coliformes, a profundidade da lagoa, a radiação solar, a ação dos ventos, a carga orgânica e compostos algais bactericidas dentre outros.

O decréscimo da quantidade de bactérias é melhor verificado em valores de pH elevados. Esses valores são variáveis durante o dia, atingindo o máximo quando a atividade fotossintética é intensa.

Em pH maior do que 9,0, o fósforo precipita sob a forma de ortofosfato insolúvel (SAWYER *et al.*, 1994) e a amônia prevalece sobre o íon amônio, volatilizando-se ($\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}^+$), diminuindo, assim, a disponibilidade desses nutrientes.

Elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, juntamente com valores altos de pH ocorrem quando a luz penetra em toda a coluna de água, criando condições inóspitas à sobrevivência de bactérias, como sucede nas lagoas de maturação (SILVA e MARA, 1979). O efeito letal do pH é acentuado com o aumento da temperatura (PEARSON & KONIG, 1986). PEARSON *et al.* (1987), explicam que esse aumento acelera a morte das bactérias, pelo aumento da atividade metabólica e pela maior sensibilidade a substâncias tóxicas. MARAIS (1974) observou que para temperaturas entre 5 – 21°C, ocorria aumento da taxa de morte de coliformes fecais com o aumento da temperatura.

A radiação solar tem sido apontada como causa importante da redução de coliformes em lagoas. A luz solar participa na inativação de bactérias, particularmente a radiação ultravioleta com comprimento de onda de 280 a 320nm. Estas, atuam sobre o DNA microbiano causando a morte (MOELLER & CALKINS, 1980). Estes autores encontraram uma relação direta entre a taxa de decaimento de coliformes fecais e a quantidade de radiação UV recebida pelos microrganismos, completando, ainda, que a mistura expõe maior quantidade de bactérias ao contato com a luz solar, o que reduz o número de bactérias.

O efeito bactericida da luz é limitado a algumas profundidades da massa líquida. SILVA e MARA (1979), através de estudos com sistema de cinco lagoas de estabilização em série, verificaram que quanto menor a profundidade, maior a remoção de coliformes fecais. Isto foi observado também por MAYO (1989), confirmando que a radiação UV não consegue penetrar em toda a coluna d'água de uma lagoa, pois é absorvida pelos sólidos suspensos e pelas substâncias húmicas.

O tempo de detenção hidráulica controla a eficiência de remoção de patógenos nas lagoas de estabilização, sendo um parâmetro muito importante na elaboração de projetos (MARA & PEARSON, 1986). O comportamento hidráulico é influenciado por fatores tais como, formato, altura, largura, número de entradas e saídas, acumulação de lodo, velocidade e direção dos ventos, zonas mortas. Lagoas não sujeitas a choques hidráulicos e com alto tempo de detenção, são capazes de remover ovos e larvas de parasitos, produzindo efluentes com teor de coliformes fecais da ordem de 25×10^3 a 5×10^3 CF/100 ml (SILVA e MARA, 1979).

Nas lagoas facultativas e de maturação, o aumento da remoção de bactérias está relacionado ao aumento da concentração de algas (ARTHUR, 1983). PEARSON *et al.* (1987), trabalhando com o efluente de lagoas facultativas e de maturação, observaram uma relação inversa entre biomassa de algas e coliformes fecais. Essa relação foi explicada pela possível produção, pelas algas, de toxinas, as quais as bactérias são sensíveis. De acordo com

DAVIS & GLOYNA (1972), a remoção de coliformes fecais tende a aumentar também quando aumenta a variedade das espécies de algas.

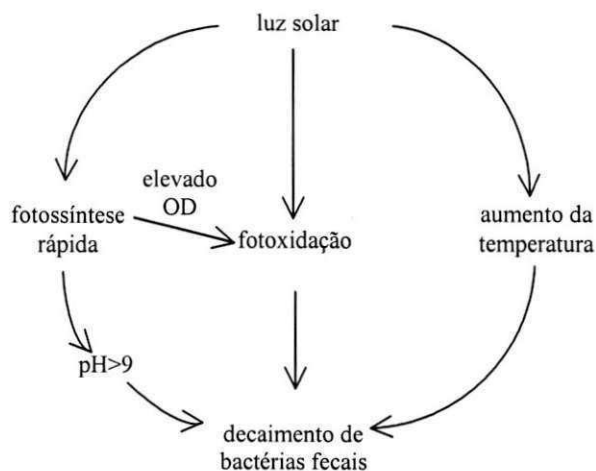
PEARSON *et al.* (1987) observou que as melhores condições de remoção de coliformes eram temperaturas elevadas, alto pH, menor carga orgânica e nutrientes, mais toxinas produzidas pelas algas. CURTIS *et al.* (1992) estudaram a influência das algas no processo de fotoxidação, ou seja, da destruição da membrana celular das bactérias pelo oxigênio produzido pelas algas, convertido às suas formas tóxicas como peróxido de hidrogênio, superóxidos e radicais hidroxila, concluindo que o elevado pH, junto com o efeito da luz, contribui com o aumento da produção de oxigênio tóxico, diminuindo a resistência dos microrganismos.

O decaimento bacteriano envolve uma série de fatores ambientais que interagem com a biota das lagoas de estabilização, atuando de forma sinérgica. A Figura 2.5. ilustra esta interação.

Os vírus parasitam células vivas, no interior das quais se multiplicam. Nos sistemas de tratamento, se agregam aos sólidos sedimentáveis do meio incluindo algas, protegendo-se dos fatores adversos. Essas partículas sedimentam carregando vírus adsorvidos, sendo este considerado um provável mecanismo de eliminação dos vírus (PEARSON, 1996). Os bacteriófagos, encontrados em número elevado nas águas residuárias, são vírus específicos que atacam bactérias e dentre eles os colifagos, que são fagos da *E. coli* (CEBALLOS, 2000).

Os helmintos, conhecidos também como vermes, são parasitas intestinais de corpo arredondado (nematóides) ou achatado (trematóides). A remoção de helmintos no tratamento por lagoas de estabilização ocorre, principalmente, por sedimentação. As lagoas não sujeitas a choques hidráulicos e com alto tempo de detenção, são capazes de remover ovos e larvas de parasitos, em 100%. A sedimentação, a quietude hidráulica e o longo tempo de detenção (5 a 30 dias), contribuem para essa remoção (SILVA e MARA, 1979). Os ovos viáveis de helmintos sedimentam nas camadas de lodo das lagoas, onde ainda podem persistir por vários meses ou anos, dependendo da espécie. Os ovos de *Áscaris*

lumbricoides são os mais persistentes e ficam viáveis por mais de um ano nesse ambiente.



Fonte: PEARSON (1996)

Figura 2.5 - Mecanismos de remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização

FEACHEM *et al.* (1983) sugerem um mínimo de 2 lagoas em série com um tempo de detenção total de 20 dias para garantir um efluente livre de ovos de helmintos. SILVA (1983), estudando o comportamento de lagoas no Nordeste do Brasil, observou que uma série de pelo menos três lagoas, cada uma com tempo de detenção maior ou igual a 6 dias, produzira um efluente isento de helmintos.

2.10 Aspectos operacionais e de manutenção

Um bom projeto apenas, não é suficiente ao bom desempenho de um sistema de lagoas de estabilização. Embora operação e manutenção sejam bastante simples, exigem acompanhamento em todas as etapas do tratamento. Os seguintes aspectos devem ser observados: limpeza dos taludes; remoção da vegetação aquática; controle da camada de espuma; controle de odores; destino adequado de lodo; limpeza da calha Parshall; desobstrução dos dispositivos de entrada e saída; não apresentar zonas mortas, além do que, as plantas emergentes devem ser retiradas para evitar a proliferação de mosquitos.

O assoreamento é um problema comum observado nas lagoas de estabilização, ao longo dos anos, que tem como causa principal o acúmulo de *areia das águas pluviais que se infiltraram na rede de coleta de esgotos, em volumes que alcançaram a massa líquida das lagoas.* Esse fator, além do acúmulo normal de lodo, faz diminuir o volume útil da lagoa e, conseqüentemente, o tempo de detenção hidráulica, o tratamento esperado não ocorre e o sistema perde a eficiência. As lagoas devem ser limpas quando a altura da camada de lodo atingir metade da altura útil.

O material sólido removido das caixas de areia, grade e da superfície das lagoas, necessita ser disposto correta e seguramente, visto que contém matéria orgânica acompanhada de microrganismos patogênicos e que os trabalhadores que atuam nesse local, não podem ficar expostos a este tipo de material, havendo necessidade de um manuseio correto e disposição adequada.

Nas lagoas facultativas e de maturação, o aparecimento de manchas verdes intensas advêm da excessiva proliferação de algas e podem causar sérios problemas, impedindo a passagem da luz solar e a realização da fotossíntese (von SPERLING, 1996b).

CAPITULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Caracterização geográfica

O estado do Piauí ocupa uma área de 252.378,6km², o que corresponde a 16,2% do Nordeste brasileiro. Possui uma população de 2.840.969 habitantes (IBGE, 2000) distribuídos em 221 municípios, sendo considerado o estado menos povoado do Nordeste, com uma densidade demográfica de 10,53hab/km². A Figura 3.1 mostra o mapa do Piauí, com destaque para seus principais rios.

Junto com o estado do Maranhão forma o chamado meio-norte do Brasil, por apresentar características tanto da região Norte como da região Nordeste. Possui uma extensa bacia sedimentar cujo principal rio é o Parnaíba, segundo maior do Nordeste, que banha o estado de Norte a Sul. Esse importante rio divide os estados do Piauí e Maranhão; nasce na chapada das Mangabeiras com o nome de rio Quente, seguindo ao longo dos seus 1.673km rumo ao Oceano Atlântico, desembocando no mar, formando o maior delta das Américas e o maior em mar aberto, chamado Delta do Parnaíba, com aproximadamente 62 ilhas, ecossistemas de manguezais, lagoas e igarapés.

O estado ocupa uma área heterogênea, apresentando características de cerrado da Amazônia e semi-árido nordestino. A vegetação predominante é a mata de coqueiros de babaçu e carnaúba, com pequenas matas tropicais, caatinga e cerrado. A produção agrícola caracteriza-se pelas culturas de arroz, algodão, feijão, mandioca e milho. A produção leiteira e a pesca também são intensas na região. O solo, em grande parte sedimentar, é rico em achados pré-históricos e inscrições rupestres, possuindo importantes sítios arqueológicos, entre eles o Parque Nacional da Serra da Capivara, em São Raimundo Nonato, sítio do Homem Americano.

A cidade de Teresina ($5^{\circ}05'13''S$; $42^{\circ}48'41''O$; 73 m acima do nível do mar), capital do estado do Piauí, localiza-se na planície sedimentar do Parnaíba, na confluência dos rios Parnaíba e Poty (Figura 3.1), distando 320km do litoral do estado. Possui uma população total de 714.583 habitantes com aproximadamente 9,5% residentes na zona urbana, em uma área de $1.672,51\text{km}^2$, perfazendo uma densidade demográfica de $427,25\text{hab}/\text{km}^2$ (IBGE, 2000).



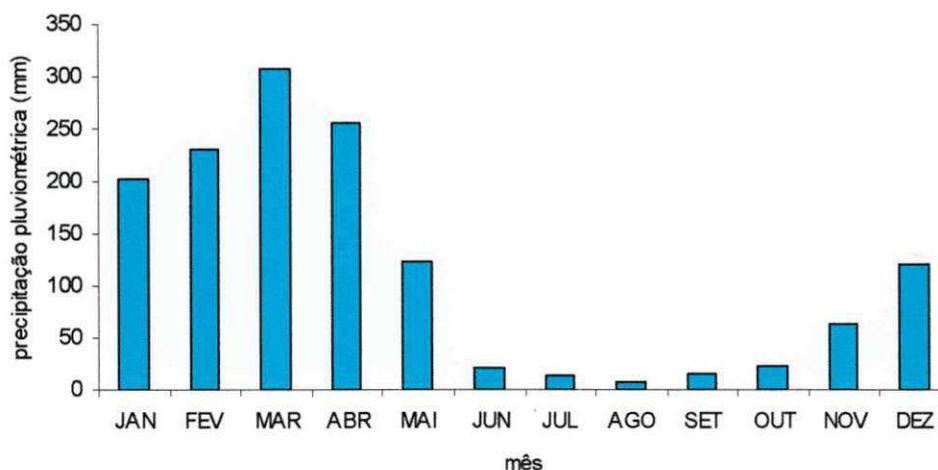
Fonte: ENCARTA (2000)

Figura 3.1 - Estado do Piauí e seus principais rios

O rio Poty nasce na Serra da Joaninha, no estado do Ceará, e é um dos principais afluentes do Parnaíba. Sua bacia hidrográfica tem área de 54.000km^2 , ocupando a região centro-norte do Estado. É intermitente até a confluência com o rio Sambito, após o qual torna-se perene. A vazão média em seu trecho perene é de $3,47\text{m}^3/\text{s}$, com mínimas próximas de zero (AGESPISA, 1995). Ao atravessar a malha urbana de Teresina, recebe descargas de esgotos domésticos tratados e não tratados de hospitais e indústrias, além de ser o corpo receptor dos efluentes

finais de duas estações de tratamento de esgotos da AGESPISA. Encontra-se com o rio Parnaíba no bairro Poty Velho, no Parque Ambiental Encontro das Águas.

O clima da cidade de Teresina, é classificado como tropical semi-úmido quente, apresentando uma precipitação pluviométrica anual média de 1.400mm, caracterizando-se por um período chuvoso, normalmente de dezembro a maio (1.260mm), e um período seco com chuvas escassas, de junho a novembro (140 mm). Os meses secos podem se estender também por um período de até 10 meses. A Figura 3.2 ilustra a precipitação pluviométrica mensal ocorrida na cidade de Teresina, no período de 28 anos (1960 – 1998), segundo levantamento da SEAABIR (1999).



Fonte: SEAABIR (1999)

Figura 3.2 - Precipitação pluviométrica média mensal em Teresina (PI) no período de 1960 a 1998

Os dados meteorológicos registrados na Estação Agrometeorológica do INMET, localizada na EMBRAPA Meio Norte (Teresina PI), apontaram, para o período de 1980 a 1998, temperatura do ar de 21,4°C a 35,4°C com uma média de 27,9°C; umidade relativa do ar, em média, de 69%. Na estação meteorológica do Departamento de Hidrometeorologia da Secretaria de Agricultura, nos anos de 1980 a 1997, foram registradas precipitações pluviométricas de 1.415 mm; taxa de evaporação de 2.052mm e grau de insolação médio de 2.081h (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Valores médios mensais de temperatura, umidade relativa, precipitação pluviométrica nos anos de 1980 a 1998; evaporação e insolação de 1980 a 1997, do município de Teresina (PI)

Ano	T mín do ar (°C)	T méd do ar (°C)	T máx do ar (°C)	Um rel. do ar (%)	Prec.Pluvio.* (mm)	Evaporação* (mm)	Insolação* (h/d)
1980	22,1	28,1	34,0	67	1189	1808	2069
1981	22,0	28,1	34,8	61	907	2362	2077
1982	22,1	28,0	33,9	65	1215	2136	2072
1983	22,4	28,8	35,4	61	935	2419	2079
1984					1732	1898	2074
1985	21,9	27,0	32,0	75	2569	1398	2064
1986	21,9	27,4	32,8	71	1823	2142	2075
1987	21,4	27,6	34,2	66	1487	2288	2083
1988	21,9	27,6	33,3	73	1795	2097	2080
1989	22,1	27,5	32,8	73	1789	1817	2074
1990	21,9	27,7	33,5	70	968	1835	2083
1991	21,5	27,2	33,4	71	1252	1371	2084
1992	21,7	28,5	34,9	69	820	1974	2091
1993	22,1	28,5	35,3	67	970	2483	2089
1994	21,9	27,6	33,4	74	1787	2184	2090
1995	22,4	28,0	33,0	72	1888	2170	2090
1996	22,2	27,8	33,3	72	1494	2207	2091
1997	21,9	27,8	33,8	69	1229	2347	2093
1998	23,1	29,0	35,1	66	1039		
Méd	22,0	27,9	33,8	69	1415	2052	2081

Fontes: BASTOS e ANDRADE JÚNIOR (1999) e * SEAABIR (1999)

3.2 Descrição do sistema

O sistema de tratamento de esgotos estudado, denominado ETE Leste, está localizado à margem esquerda do Rio Poty, na zona Leste da cidade de Teresina. Na Figura 3.3, pode ser observada uma vista aérea desse sistema e do corpo receptor, com detalhes do ponto de lançamento do efluente final.

Teresina conta atualmente com 3 (três) sistemas de esgotamento sanitário, tratando esgotos de uma população de 107.000 habitantes, com índice de atendimento de 16%. O maior sistema de tratamento é o da zona Leste, que beneficiará 111.024 habitantes até o ano 2.005, com vazão afluente média de projeto de 224,96 l/s (AGESPISA, 1995). Atualmente, recebe a contribuição de 10.871 ligações de esgoto, abrangendo os bairros São João, Morada do Sol, São Cristóvão, Bairro de Fátima, Horto Florestal e Bairro dos Noivos, na zona Leste da Capital. A coleta dos esgotos é feita por uma rede de coletores troncos, interceptores com diâmetro que variam de 500 a 1.500mm e emissários com diâmetro variável de 150 a 600mm, perfazendo 250km de rede coletora. A

Tabela 3.2 apresenta as características técnico operacionais de seis elevatórias das sub-bacias do sistema de esgotamento sanitário da zona Leste da cidade de Teresina e a Figura 3.4 mostra mapa dessas elevatórias espacialmente distribuídas.



Figura 3.3 - Vista aérea do sistema de lagoas de estabilização da ETE Leste - Teresina (PI)

O esgoto coletado é de origem doméstica, alimentando o sistema de tratamento de forma intermitente, por bombeamento do poço de sucção da estação elevatória EEPD 7/4 localizada nas dependências da ETE, próximo a Calha Parshall.

Os parâmetros de projeto empregados no dimensionamento das lagoas foram os seguintes: vazão afluyente estimada 224,96 l/s para o ano de 2005; temperatura do ar de 28°C; contribuição per capita de esgoto 160 l/hab.d; vazão de infiltração 0,1 l/s. Km; carga orgânica 50gDBO₅/hab.d; as concentrações de matéria orgânica afluyente e efluyente expressas como DBO₅ foram de 312 e 4mgO₂/l (AGESPISA, 1995).

Tabela 3.2 - Características das estações elevatórias do sistema de esgotamento sanitário da zona Leste - Teresina (PI)

<i>Elevatória</i>	<i>Localização</i>	<i>Características dos Conjuntos Motobomba</i>	<i>Quantidade de Conjuntos Motobomba</i>	<i>Volume do Poço de Sucção (m³)</i>	<i>Vazão Aproximada Média (m³/d)</i>
EEPD 5/3B	R. Miguel Arcoverde	Alt.Man.25,37 mca, Motor 34cv	02	17,9	1.378
EEPD 5/2	Morada Do Sol	Alt.Man.10,00 mca, Motor 45cv	02	8,2	486
EEPD 7/4	ETE Leste	Alt.Man.10,00 mca, Motor 45cv	02	48,9	8.640
EEPD 5/3 A	Riverside Shopping	Alt.Man.26,53 mca, Motor 77cv	04	43,2	1.200
EEPD 7/1	R. Costa Araujo	Alt. Man.19,4 mca, Motor 64cv	04	44,9	6.228
EESC	Teresina Shopping	Alt.Man.10,00 mca, Motor 40cv	02	2,2	60

Fonte: AGESPISA (1995)

A ETE Leste, sob a responsabilidade da Companhia de Águas e Esgotos do Piauí S/A – AGESPISA, iniciou seu funcionamento no ano de 1997. É composta de cinco lagoas de estabilização e o projeto considera a primeira lagoa da série como sendo facultativa aerada e as demais de maturação 1, 2, 3 e 4. Uma das séries de lagoas é composta pela facultativa aerada com as lagoas de maturação 1 e 3 e a outra série pela facultativa aerada com as lagoas de maturação 2 e 4. Os pares de maturação 1 e 3 com 2 e 4, funcionam paralelamente. O fluxo dos esgotos caracteriza assim, uma configuração de

sistemas de lagoas do tipo em série e paralelo. A Figura 3.5 apresenta uma representação esquemática da disposição e funcionamento dessas lagoas.

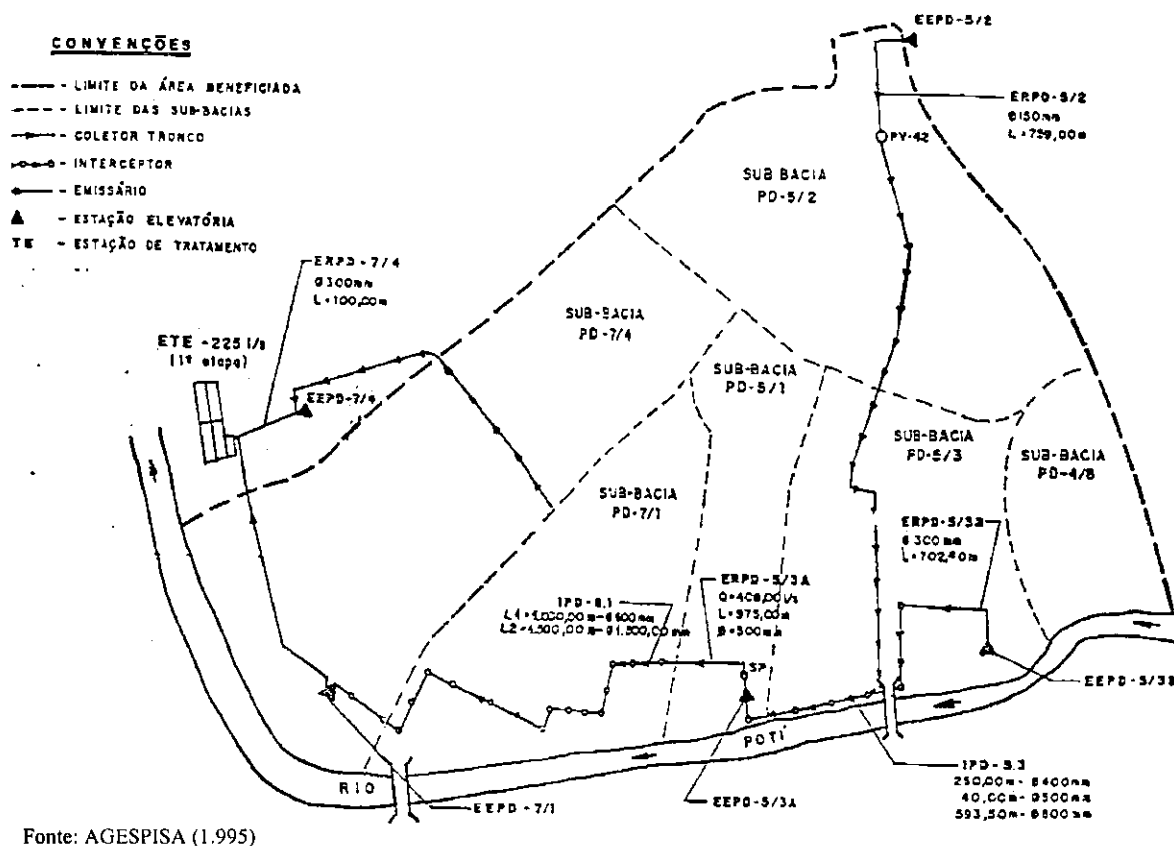


Figura 3.4 - Mapa das sub-bacias do sistema de esgotamento sanitário da zona Leste - Teresina (PI)

O tratamento preliminar é feito por grade de barras seguido de desarenação em caixas de areia. Na Figura 3.6, podem ser vistas essas unidades juntamente com o ponto de entrada do esgoto bruto na ETE.

A área interna de cada lagoa é limitada por taludes com revestimento interno superficial de placas de concreto. A primeira lagoa recebe o esgoto vindo do tratamento preliminar, alimentando-a via tubulação de 500mm de diâmetro de ferro fundido por três pontos em forma de trevo, equidistantes aproximadamente 14 m do talude de entrada. É aerada artificialmente através de 10 aeradores de 15CV, cada. O efluente dessa lagoa escoar por três canais de passagem distintos, paralelos entre si (Figura 3.7), unindo-se, formando o efluente final da lagoa aerada e originando os afluentes que alimentarão em paralelo as lagoas seguintes.

Nas lagoas de maturação 1 e 2, o esgoto é distribuído da mesma forma que na aerada, através de tubos de ferro de 300 mm de diâmetro. Os efluentes escoam por três canais de transposição, em direção as lagoas finais da ETE.

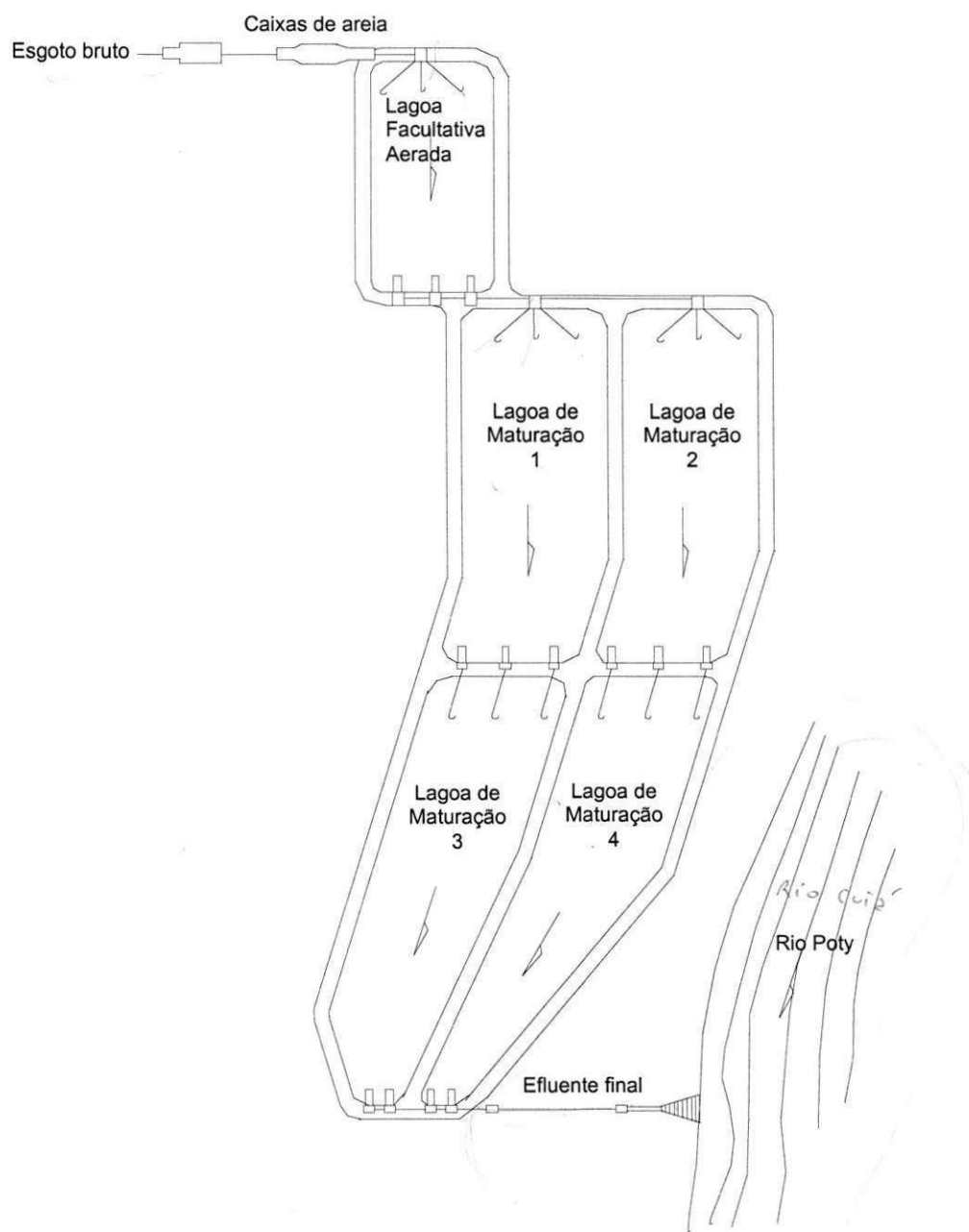


Figura 3.5 - Diagrama esquemático das lagoas de estabilização da ETE Leste - Teresina (PI)



Figura 3.6 - Tratamento preliminar com grade de barras e caixas de areia

A transposição dos esgotos por caixas de passagem entre lagoas, é feita por meio de dispositivo vertedouro (Figura 3.8) que alimenta uma caixa de concreto armado, até o fundo da última lagoa. O efluente final de cada série de lagoas deixa a última lagoa através de duas saídas semelhantes (Figura 3.9), sendo coletado através de emissário de concreto armado de 800 mm de diâmetro. A descarga do efluente final no Rio Poty é feita em forma de cascata (Figura 3.10), a 100m da ETE.

As características físicas e operacionais do sistema estão descritas na Tabela 3.3.



Figura 3.7 - Detalhe dos dispositivos de saída da lagoa aerada



Figura 3.8 - Vista da transposição da segunda para a terceira lagoa de maturação com dispositivo vertedouro



Figura 3.9 - Dispositivos de saída da lagoa de maturação



Figura 3.10 - Descarga em forma de cascata do efluente final no corpo receptor, o Rio Poty - Teresina (PI)

Tabela 3.3 - Características físicas e operacionais das lagoas do sistema ETE Leste – Teresina (PI)

	Lagoas				
	Facultativa	Maturação1	Maturação2	Maturação3	Maturação4
Área (ha)	1,11	2,48	2,48	2,57	2,57
Profundidade (m)	3,5	2,3	2,3	2,3	2,3
Volume (m ³)	38.880	57.040	57.040	59.110	59.110
TDH (dias)	2	5,8	5,8	6,1	6,1
Vazão (m ³ /d)	19.440	9.720	9.720	9.720	9.720
* λ_s (kgDBO ₅ /ha.d)	5.464	1.223	1.223	1.180	1.180
** λ_v (gDBO ₅ /m ³ .d)	156	53	53	51	51

Fonte: AGESPISA (1995)

* λ_s = carga orgânica superficial

** λ_v = carga orgânica volumétrica

3.3 Monitoramento das lagoas da ETE Leste

Os dados meteorológicos de temperatura do ar, umidade relativa do ar, evaporação, precipitação e insolação na cidade de Teresina, nos anos de 1999, 2000 e 2001, foram fornecidos pela EMBRAPA Meio Norte, com base em leituras diárias de sua estação meteorológica.

O monitoramento do sistema de tratamento e dos pontos no rio próximo à saída do efluente final, foi desenvolvido num período de aproximadamente três anos (abr/1999 a nov/2001) abrangendo três épocas de seca e três de chuva, assim definidas segundo o critério adotado por CEBALLOS (1995) de considerar o início do período seco no mês que a precipitação pluviométrica cai 50 % do mês anterior:

- Chuva99 – março – maio 1999
- Seca99 – junho – novembro 1999
- Chuva00 – dezembro 1999 – maio 2000
- Seca00 – junho – novembro 2000
- Chuva01 – dezembro 2000 – maio 2001
- Seca01 – junho – novembro 2001

As coletas de amostras foram feitas às 8:00 h, com frequência semanal e de forma pontual, a 20 cm de profundidade, nos seguintes locais:

- Esgoto bruto (EB), no poço de entrada de esgoto na calha Parshall, antes da grade;
- Efluente final (EF), na saída do emissário de efluente final;
- Rio a montante (RM), a 100 m da descarga do efluente final;
- Rio a jusante (RJ), a 100 m da descarga do efluente final.

3.4 Parâmetros utilizados e procedimentos analíticos

Os parâmetros analisados foram Temperatura (T), pH, Condutividade Elétrica (CE), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST) e frações Fixas (STF) e voláteis (STV) e Coliformes Fecais (CF). Os métodos de análises utilizados seguiram as recomendações descritas em APHA *et al.* (1995) e todas as análises foram realizadas no Laboratório de Esgotos da AGESPISA (Teresina – PI).

Os parâmetros analisados e os métodos analíticos empregados, estão descritos na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Parâmetros físico – químico, microbiológico e métodos analíticos empregados

<i>Parâmetros</i>	<i>Métodos Analíticos</i>
<i>Temperatura da amostra</i> (°C)	Termômetro de mercúrio, marca INCOTERM com escala de 0 a 80°C
<i>pH</i>	Potenciômetro com medidor de pH marca QUIMIS mod. 400A
<i>Condutividade Elétrica</i> (µmho/cm)	Eletrométrico, com condutivímetro de marca DIGIMED mod BM3
<i>DBO₅</i> (mgO ₂ /l)	Frascos padrões de DBO, com incubação a 20°C por 5 dias
<i>DQO</i> (mgO ₂ /l)	Refluxação fechada de pequenas amostras com dicromato de potássio
<i>Sólidos Totais, Fix.e Vol.</i> (mg/l)	Gravimétrico
<i>Coliformes Fecais</i> (NMP/100ml)	Tubos múltiplos

A eficiência da ETE Leste foi avaliada através da redução percentual dos parâmetros DBO, DQO e CF.

3.5 Análises estatísticas

Os dados de monitoramento do sistema e dos estudos de impacto do efluente no corpo receptor, foram submetidos a tratamento estatístico descritivo com definição da média como tendência central, intervalo amostral como medida do grau de dispersão e número de determinações. O conjunto de dados de esgoto bruto e efluente final foi analisado estatisticamente usando-se a ferramenta estatística Test-t para amostras independentes, com variâncias desconhecidas e consideradas equivalentes, admitindo-se a hipótese de igualdade das médias, com o objetivo de verificar a existência ou não de diferenças significativas ao nível de 5%. Através da análise de variância (ANOVA: Fator único) foi avaliado o impacto do efluente no corpo receptor através da determinação dos fatores estatísticos F e Fc, ao nível de significância de 5 %, verificando-se a existência ou não de diferenças significativas entre as médias dos parâmetros analisados. Pelo método GT-2, foi demonstrado o comportamento das médias e aonde as diferenças significativas localizaram-se. O estudo de correlações entre os parâmetros analisados foi aplicado para os conjuntos de dados do esgoto bruto, efluente final e rio, para verificar a existência ou não de correlações significativas ($\alpha=0,05$) e os resultados foram expostos nas matrizes de correlação.

CAPITULO 4

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Clima

A Figura 4.1. mostra o comportamento dos parâmetros temperatura do ar, umidade relativa do ar, precipitação pluviométrica, evaporação e insolação durante as épocas climáticas de seca (seca99, seca00 e seca01) e chuva (chuva99, chuva00, chuva01). A Tabela 4.1 contém os valores médios desses parâmetros, em 1999, 2000, 2001 e no período completo deste trabalho.

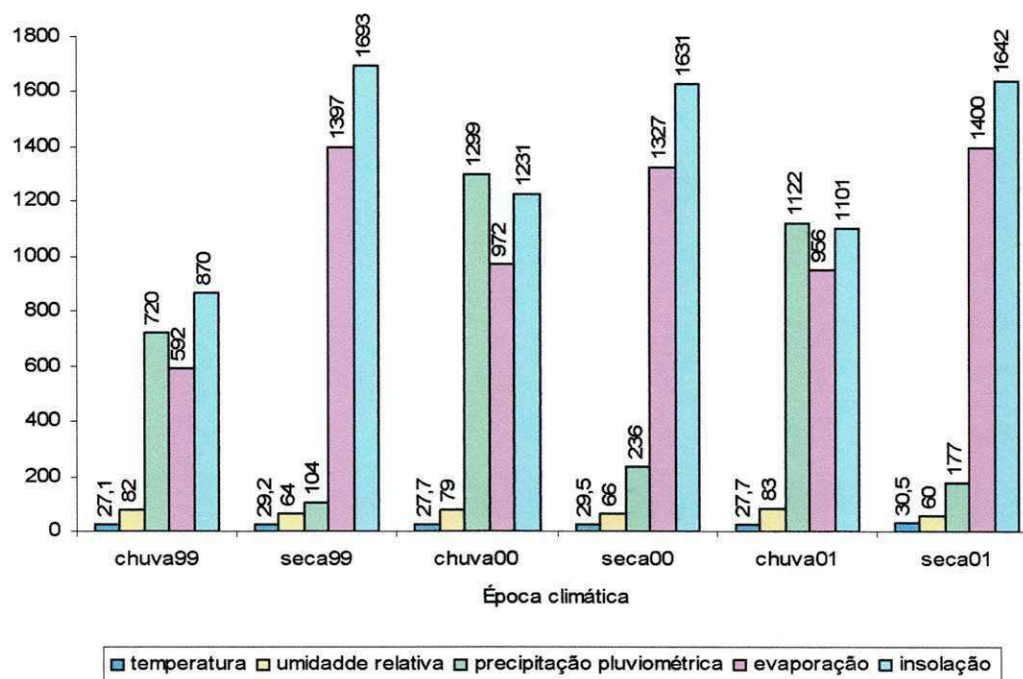


Figura 4.1 - Comportamento dos parâmetros temperatura do ar, umidade relativa do ar, precipitação pluviométrica, evaporação e insolação na cidade de Teresina (PI) no período de março de 1999 a novembro de 2001

Conforme a Tabela 3.1 (Capítulo 3), nas duas últimas décadas, a temperatura média do ar da cidade de Teresina, foi de 27,9°C. Durante o período deste trabalho, esse valor ficou em torno de 28,7°C (Tabela 4.1), portanto dentro

do esperado para a cidade de Teresina. Os períodos mais quentes corresponderam aos de seca, com médias de aproximadamente 30°C. Porém, não foi observada grande variação de temperatura entre seca e chuva (Figura 4.1), fato este também verificado por BASTOS e ANDRADE JÚNIOR (1999). Esses autores afirmaram que o valor quase constante da temperatura média do ar, ao longo do ano, deve-se às características peculiares de localização e do relevo do município de Teresina, situado a 05°05'S, muito próximo à linha do Equador, assim como a baixa altitude, de 74,4m acima do nível do mar.

No período de estudo (mar99-nov01), ficou bem caracterizada uma precipitação pluviométrica intensa nas estações chuvosas (Figura 4.2), com valor que alcançou 1.299mm, no período de chuvas do ano 2000. As chuvas que ocorreram na época de seca, representaram em média 14% do total anual de chuvas, superando os 10% observados pela SEAABIR (1999) em levantamento da pluviometria de trinta anos (1960 a 1998).

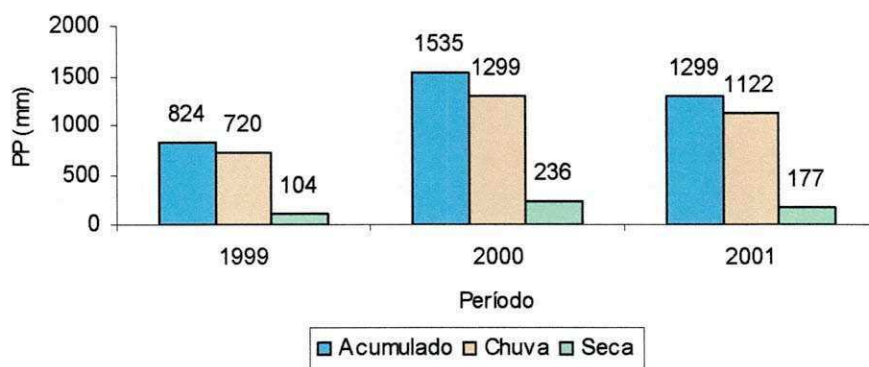


Figura 4.2 - Precipitação pluviométrica na cidade de Teresina (PI) de março de 1999 a novembro de 2001

A umidade relativa do ar (Figura 4.1), variou de 60% (seca01) a 83% (chuva01), sendo levemente superior (em 22%) nas épocas de chuva, com valor médio, no período de estudo, de 72% coincidindo com valores relatados por BASTOS e ANDRADE JÚNIOR (1999), que também observaram seguir a umidade relativa do ar o mesmo comportamento do regime pluviométrico.

Para as variáveis climatológicas de evaporação e insolação, os valores nas épocas chuvosas de 1999, 2000 e 2001 foram praticamente os mesmos, repetindo-se esse comportamento nas épocas secas. Ambas tiveram valores mais elevados (1.400mm e 1.642h), no verão de 2001, e menores (592mm e 870h), no inverno de 1999 (Figura 4.1). Vale destacar, que as médias dessas variáveis no período de estudo, foram de 2.155mm e 2.635 horas (Tabela 4.1), sendo superiores, principalmente quanto à insolação, àquelas encontradas nos últimos dezanove anos anteriores ao período desta pesquisa, que foram de 2.052mm e 2.081 horas, respectivamente (Tabela 3.1). Os valores de insolação tiveram forte relação direta com a evaporação ($R^2=0,9732$).

Tabela 4.1 - Valores médios de temperatura do ar, umidade relativa, precipitação, evaporação e insolação, na cidade de Teresina (PI), nos anos de 1999, 2000 e 2001, durante o período estudado

	1999 mar99-dez99 (10 meses)	2000 jan00-dez00 (12 meses)	2001 jan01-nov01 (11 meses)	média do período mar99-nov01
<i>T méd. do ar (°C)</i>	28,4	28,6	29,1	28,7
<i>Umidade relativa do ar (%)</i>	71	73	72	72
<i>Prec.Pluviométrica (mm)</i>	824	1.535	1.300	1.220
<i>Evaporação (mm)</i>	1.809	2.300	2.355	2.155
<i>Insolação (h)</i>	2.299	2.862	2.743	2.635

4.2 Carga orgânica aplicada à lagoa facultativa aerada

Na Tabela 4.2 são apresentados os valores de vazão, carga orgânica, tempo de detenção hidráulica e cargas orgânicas volumétricas e superficiais aplicadas à primeira lagoa da série (facultativa aerada) do sistema ETE Leste, nos anos de 1999, 2000 e 2001.

A ETE Leste não possui equipamentos mecânicos de medição de vazão de esgotos. A calha Parshall não é usada para medição de vazão de esgoto bruto,

devido a diferenças que ainda estão sendo analisadas, entre as dimensões reais e as de projeto. Assim, as vazões afluentes ao sistema, nos anos de 1999 e 2000, tiveram que ser estimadas com base no número de ligações e o consumo *per capita*. Para o ano de 2001, a vazão de esgoto bruto, de 68 l/s foi estimada com base na vazão média do efluente final medida através da altura da lâmina líquida nos vertedouros triangulares de saída das lagoas de maturação, acrescida da taxa de evaporação média mensal para cidade de Teresina. Portanto, para o estudo das cargas orgânicas aplicadas a ETE, foram consideradas as vazões médias de alimentação de esgoto bruto para os anos de 1999, 2000 e 2001, de 49, 56 e 68 l/s, respectivamente.

Tabela 4.2 - Variação da vazão, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada ao sistema ETE Leste - Teresina (PI), nos anos de 1999, 2000 e 2001

	Ano		
	1999	2000	2001
Vazão afluente ao sistema (m^3/d)	4.252	4.849	5.870
Matéria orgânica do esgoto bruto ($mgDBO_5/l$)	429	446	218
Tempo de detenção hidráulica (d)	64	56	46
* λ_s ($kgDBO_5/ha.d$)	1.643	1.948	1.153
** λ_v ($gDBO_5/m^3.d$)	47	55	33

* λ_s = carga orgânica superficial aplicada a lagoa facultativa aerada

** λ_v = carga orgânica volumétrica aplicada a lagoa facultativa aerada

Para o cálculo das cargas orgânicas volumétricas e superficiais aplicadas à lagoa facultativa aerada nos últimos três anos, foi utilizado o valor médio de DBO_5 do esgoto bruto, obtido experimentalmente através de monitoramento sistemático, ou seja, $351mgO_2/l$ (Tabela 4.3). Um decréscimo de 30% entre os anos de 1999 e 2001 foi observado, devido ao aumento do consumo *per capita* de água. Este fato foi relacionado ao aumento das temperaturas ambientais (acima de $30^\circ C$) e umidade relativa do ar (70%), o que levou a população a consumir mais água destinada a higiene doméstica e pessoal, com reflexos diretos na diminuição da carga orgânica aplicada ao sistema. O estudo das cargas orgânicas

mostrou que o sistema de tratamento esteve operando, em média, com 30% da capacidade de projeto (Tabela 3.3-Capítulo 3); entretanto, de acordo com JORDÃO e PESSOA (1995); as cargas orgânicas superficiais, ora aplicadas à lagoa aerada, estão dentro da faixa recomendada, de 1.000 a 3.000kgDBO₅/ha.d.

4.3 Funcionamento da ETE Leste

4.3.1 Monitoramento do sistema

Os resultados do monitoramento da ETE Leste nos períodos climáticos de seca99, chuva99, seca00, chuva00, seca01 e chuva01, são apresentados na Tabela 4.3 e Figura 4.3 (a;b;c;d;e;f;g;h;i).

Durante o monitoramento, os valores de temperatura das amostras de esgoto bruto sofreram variações que foram de 27,9°C (chuva99 e chuva00) a 33,1°C (seca00), mostrando-se menores nas estações chuvosas e maiores na seca. No efluente final, esses valores foram de 27,2°C (seca99) a 33,1°C (seca00). Nas secas, foram registradas as mais elevadas temperaturas do ar e insolações (Figura 4.1), características do clima de verão da cidade de Teresina.

Conforme mostra a Figura 4.3.a, as temperaturas médias do efluente final, durante as diferentes épocas climáticas, apresentaram-se, em geral inferiores àquelas do esgoto bruto. Como a coleta de amostra era realizada às 8 horas da manhã, o valor da temperatura medida ainda sofreu influência da quebra de estratificação térmica, que geralmente ocorre durante a noite, em lagoas de estabilização, nos países de clima tropical, quando os ambientes aquáticos lânticos entram num processo lento de mistura, ocasionado pelo resfriamento gradual da camada superior de água. Durante o dia, com a incidência direta dos raios solares na área superficial das lagoas, ocorre o aumento da temperatura da massa líquida e conseqüentemente da temperatura do efluente final.

A temperatura exerce forte influência no metabolismo da comunidade aquática e suas variações podem comprometer o tratamento biológico dos esgotos nas lagoas de estabilização. As faixas observadas de temperatura são

ideais para a degradação da matéria orgânica pelas bactérias mesófilas (METCALF & EDDY, 1991). Ainda, com referência as possíveis interferências da temperatura no processo de estabilização da matéria orgânica, BRANCO (1986), ressalta que seu aumento acelera a velocidade da fotossíntese e o crescimento bacteriano, estimulando a atividade metabólica dos organismos, deixando-os, por sua vez, mais susceptíveis às substâncias tóxicas.

Durante os três anos do período de avaliação, o pH do esgoto bruto manteve-se constante no valor de 7,0, sem variações visíveis de mínimos e quase nenhuma de máximos (Tabela 4.3). No efluente final, o pH apresentou valores de mínimo e máximo de 7,2 (chuva00) e 8,3 (chuvas99), respectivamente, com valor do pH médio de 7,6, semelhante aos encontrado por SOUSA (1994), em estudos realizados na ETE Guarabira (PB).

Assim, como aconteceu com a temperatura das amostras do efluente final coletadas às 8 horas da manhã, os baixos valores de pH foram representativos dos processos típicos do período noturno, visto que na ausência de luz a biota aquática só respira, promovendo elevado consumo do oxigênio dissolvido e liberando CO₂ para o meio, com a conseqüente diminuição do pH. Por outro lado, uma vez que o oxigênio dissolvido é esgotado, passam a predominar os processos anaeróbios com liberação de ácidos orgânicos. Apesar dessa influência noturna, os valores de pH do efluente final sofreram acréscimo em relação ao esgoto bruto, independentemente da estação climática, como mostra a Figura 4.3.b.

Em lagoas de estabilização localizadas em zonas de clima tropical, nas horas subseqüentes ao período noturno, a medida que aumenta a luminosidade, o pH aumenta em face de atividade fotossintética das algas e cianobactérias. Estas consomem o gás carbônico dissolvido presente no meio e passam então a usar o CO₂ oriundo da dissociação do íon bicarbonato ($\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{CO}_2 + \text{OH}^-$).

Tabela 4.3 - Valores médios, mínimos, máximos e número de determinações de temperatura pH, CE, DBO₅, DQO, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e coliformes fecais de esgoto bruto (EB), efluente da lagoa de maturação 4 (M4) e efluente final (EF) da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001

		<i>chuva99</i>		<i>seca99</i>		<i>chuva00</i>		<i>seca00</i>		<i>chuva01</i>		<i>seca01</i>	
		<i>EB</i>	<i>M4</i>	<i>EB</i>	<i>M4</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>
<i>T</i> (°C)	Med	28,8	28,4	29,1	28,3	29,2	28,8	31,1	30,8	30,3	29,4	30,6	29,2
	Mín	27,9	27,7	27,9	27,2	27,9	27,9	28,8	28,9	28	27,5	29,1	27,9
	Máx	29,2	29	30,1	29,4	30,6	29,9	33	33,1	32,8	30,4	32,1	30,1
	N	17	17	29	30	27	24	49	49	49	48	46	45
<i>pH</i>	Med	7	7,8	7	7,5	7	7,4	7	7,6	7	7,8	7	7,6
	Mín	6,9	7,3	7	7,4	6,9	7,2	6,8	7,3	6,8	7,3	6,8	7,4
	Máx	7	8,3	7	7,7	7	8	7	8	7	8	7	8
	N	25	25	29	30	41	37	49	49	49	48	46	44
<i>CE</i> (µS/cm)	Med	549	453	659	586	605	466	543	512	329	299	312	329
	Mín	513	439	612	549	578	479	495	470	269	268	258	278
	Máx	617	483	720	652	651	481	606	579	372	332	381	378
	N	8	8	29	30	8	10	10	10	48	47	41	41
<i>DBO₅</i> (mg/l)	Med	ND	88	429	120	448	114	445	72	269	48	167	32
	Mín	ND	62	364	86	398	91	340	63	191	36	135	23
	Máx	ND	115	523	140	504	147	576	83	367	63	202	41
	N	ND	7	13	12	18	17	21	15	20	21	20	21

Tabela 4.3 - continuação,

		<i>chuva99</i>		<i>seca99</i>		<i>chuva00</i>		<i>seca00</i>		<i>chuva01</i>		<i>seca01</i>	
		<i>EB</i>	<i>M4</i>	<i>EB</i>	<i>M4</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>
<i>DQO</i> (<i>mg/l</i>)	Med	587	197	721	260	670	148	650	144	445	107	329	128
	Mín	567	158	490	260	469	101	470	123	326	81	273	63
	Máx	592	235	952	260	962	196	954	176	605	132	415	187
	N	5	4	2	3	5	11	19	17	15	20	19	24
<i>ST</i> (<i>mg/l</i>)	Med	ND	ND	508	362	415	723	864	511	2.126	2.287	1.523	1.584
	Mín	ND	ND	480	359	399	275	523	321	287	1436	361	827
	Máx	ND	ND	536	366	527	1594	1.199	701	5.417	3.316	2.664	2.535
	N	ND	ND	6	5	9	9	13	13	15	18	15	17
<i>STF</i> (<i>mg/l</i>)	Med	ND	ND	292	ND	226	194	220	215	207	206	162	265
	Mín	ND	ND	271	ND	222	185	184	200	125	141	162	205
	Máx	ND	ND	312	ND	257	205	259	228	377	271	377	314
	N	ND	ND	5	ND	9	8	13	13	15	18	15	17
<i>STV</i> (<i>mg/l</i>)	Med	ND	ND	229	ND	188	567	642	296	1.919	2.083	1.260	1.302
	Mín	ND	ND	200	ND	164	136	334	116	114	1.277	171	561
	Máx	ND	ND	257	ND	291	1.412	946	479	2.380	3.048	2.380	2.235
	N	ND	ND	5	ND	9	8	13	13	15	18	16	17
<i>CF</i> (<i>NMP/100ml</i>)	Med	9,1E+06	1,6E+03	3,8E+07	2,3E+04	7,6E+07	1,2E+05	3,3E+07	1,6E+04	1,5E+07	2,3E+04	9,2E+06	7,9E+03
	Mín	4,2E+06	8,8E+02	1,7E+07	1,2E+04	2,0E+07	6,5E+04	1,1E+07	4,9E+03	4,3E+06	5,8E+03	1,8E+06	1,3E+03
	Max	1,9E+07	2,6E+03	9,8E+07	5,2E+04	3,8E+08	2,9E+05	1,2E+08	6,3E+04	5,9E+07	8,3E+04	3,4E+07	2,2E+04
	N	7	7	20	18	16	15	22	21	24	22	20	19

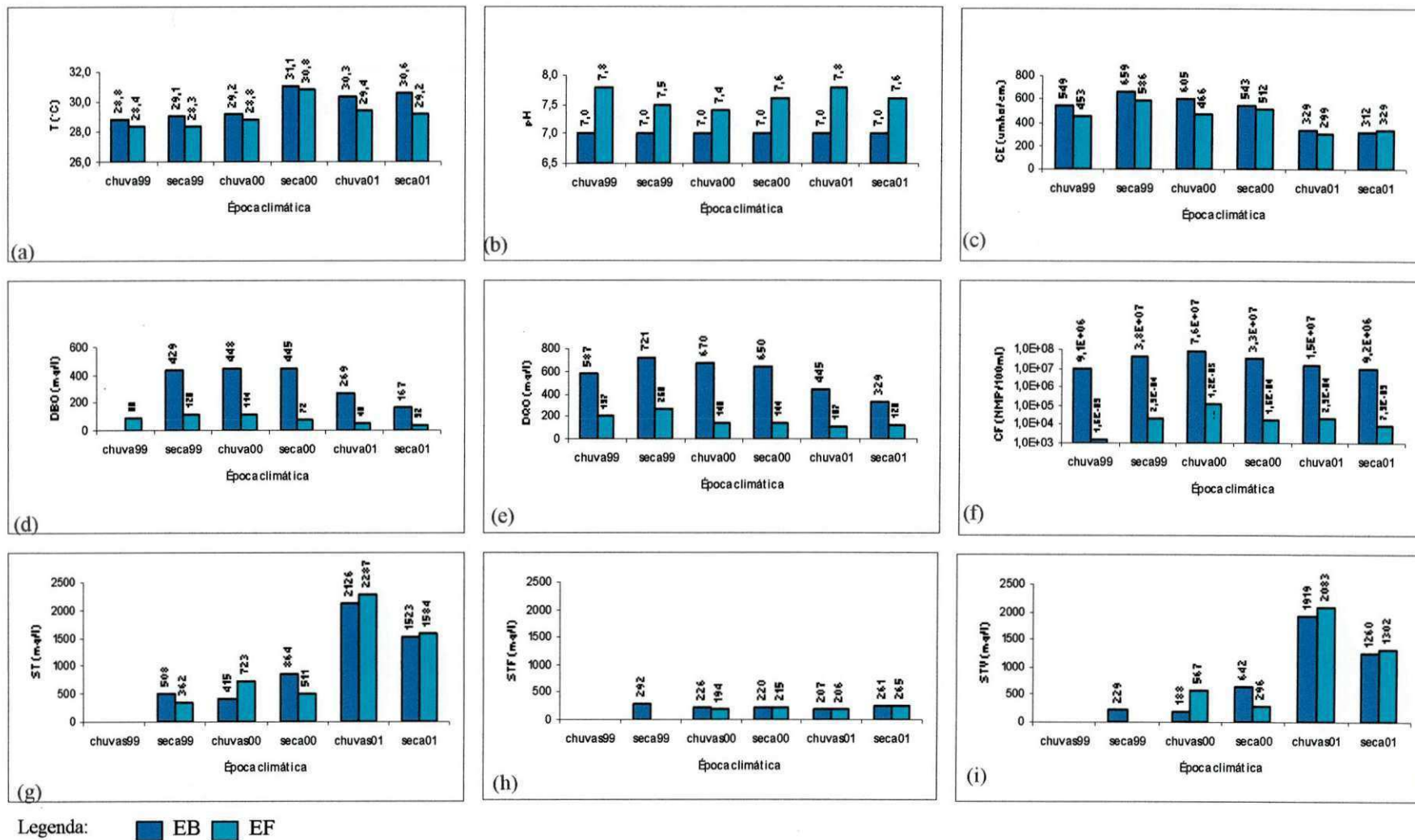


Figura 4.3 - Variação dos parâmetros temperatura (a), pH (b), CE (c), DBO5 (d), DQO (e), coliformes fecais (f), sólidos totais (g), sólidos totais fixos (h) e sólidos totais voláteis (i) do esgoto bruto e efluente final da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001

Essa dissociação ocasiona a liberação de íons hidroxila (OH^-), aumentando o pH (SILVA e MARA, 1979), fenômeno este que induz a precipitação do fósforo como hidroxiapatita, por exemplo, e libera também amônia (NH_3), para a atmosfera.

Os valores de pH observados no presente estudo, foram muito semelhantes àqueles observados por REIS (1995), estudando o funcionamento de uma série longa de lagoas de estabilização em escala piloto (uma anaeróbia, uma facultativa e oito lagoas de maturação), com profundidade de 1,5m e tempo de detenção hidráulica de 19 dias, em Campina Grande (PB).

A condutividade elétrica é a medida indireta dos sais dissolvidos presentes em uma solução. Nos esgotos brutos, esta é função da condutividade elétrica da água de abastecimento fornecida para a população (SAWYER *et al.*, 1994). Os valores desta variável, no presente estudo, situaram-se nas faixas de $258\mu\text{mho/cm}$ (seca01) a $720\mu\text{mho/cm}$ (seca99) para o esgoto bruto e de $268\mu\text{mho/cm}$ (chuva01) a $652\mu\text{mho/cm}$ (seca99), para o efluente final. Essas grandes variações, aparentemente não foram devidas ao clima, visto que, por exemplo, nas épocas de seca99 e seca01, onde as precipitações pluviométricas foram semelhantes (104mm e 177mm), pode ser verificado que no EB os valores de CE foram bastante distintos ($659\mu\text{mho/cm}$ e $312\mu\text{mho/cm}$). A Figura 4.3.c mostra a diminuição do valor da CE de esgoto bruto e efluente final ao longo das épocas estudadas. Esta redução de quase 50% do valor esteve relacionada com o decréscimo no conteúdo de matéria orgânica do esgoto bruto e conseqüente diminuição do teor de sais dissolvidos liberados do processo de decomposição da matéria orgânica.

A matéria orgânica biodegradável expressa como DBO_5 , foi bastante variável durante o período estudado. Grandes variações foram observadas no esgoto bruto ($135\text{mgO}_2/\text{l}$ na seca01 a $576\text{mgO}_2/\text{l}$ na seca00) decorrentes da intermitência na alimentação do sistema. O valor médio encontrado, de $351\text{mgO}_2/\text{l}$, permitiu classificá-lo como entre forte e médio, segundo METCALF & EDDY (1991).

A análise da Figura 4.3.d evidencia que os valores de DBO_5 do efluente final foram inferiores aos de esgoto bruto, durante todo o período estudado. A remoção da matéria orgânica nas lagoas de estabilização ocorre através de processos de biodegradação e por sedimentação das partículas em suspensão. Estes processos ocorrem naturalmente nesse tipo de sistema de tratamento. O menor valor da DBO_5 do efluente final foi detectado na estação seca de 2001 ($23\text{mgO}_2/\text{l}$) e o maior na época chuvosa de 2000 ($147\text{mgO}_2/\text{l}$), com média de $77\text{mgO}_2/\text{l}$ no período, sendo bem superior ao encontrado por SILVA (1982), de $17\text{mgO}_2/\text{l}$, estudando lagoas em série em escala piloto (uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação) com profundidade de 1,0m e tempo de detenção de 29 dias.

Uma considerável diminuição de valores das concentrações de DBO_5 do esgoto bruto foi verificada no período de chuva00 ($448\text{mgO}_2/\text{l}$) até seca01 ($167\text{mgO}_2/\text{l}$), fato este relacionado ao sensível aumento no consumo de água pela população, o que causou uma diluição do esgoto no período estudado, refletindo-se nos valores das concentrações da DBO_5 efluente ($114\text{mgO}_2/\text{l}$ - $32\text{mgO}_2/\text{l}$).

A demanda química de oxigênio (DQO), outro parâmetro utilizado para avaliar as concentrações orgânicas dos esgotos e o funcionamento de estações de tratamento, engloba a matéria orgânica biodegradável e a não biodegradável. von SPERLING (1996) considera haver uma relação DQO/ DBO_5 de 1,7 a 2,4 para o esgoto bruto doméstico. No caso da ETE estudada, essa razão foi de 1,7, estando na faixa considerada pelo referido autor e confirmando ausência de outros tipos de esgotos chegando a ETE.

Grandes variações foram observadas nos valores da DQO, os quais situaram-se entre $273\text{mgO}_2/\text{l}$ (seca01) a $962\text{mgO}_2/\text{l}$ (chuva00), no esgoto bruto e de $63\text{mgO}_2/\text{l}$ (seca01) a $260\text{mgO}_2/\text{l}$ (seca99), no efluente final. A Figura 4.3.e, mostra que a evolução da DQO foi análoga àquela experimentada para a DBO_5 . Do período de chuva00 ($670\text{mgO}_2/\text{l}$) até a seca01 ($329\text{mgO}_2/\text{l}$), seus valores, no esgoto bruto, diminuíram, com reflexos no efluente ($148\text{mgO}_2/\text{l}$ - $128\text{mgO}_2/\text{l}$).

As concentrações de sólidos totais e sólidos totais voláteis variaram substancialmente ao longo do período estudado. Para os sólidos totais do esgoto

bruto, estes valores situaram-se entre 287mg/l (chuva01) e 5.417 (chuva01), enquanto que, no efluente final foram de 275mg/l (seca01) a 3.316mg/l (chuva01) (Tabela 4.3). Para os sólidos totais voláteis do esgoto bruto a variação foi de 114 mg/l (chuva01) a 2.380 (chuva01;seca01) e no efluente final de 116 (seca00) a 3.048 (chuva01), apresentando variações máximas e picos extremos na estação chuvosa de 2001. As Figuras 4.3.g - 4.3.i, mostram que as quantidades de sólidos totais e suas frações afluentes ao sistema foram praticamente iguais àquelas que deixavam o sistema e desaguavam no corpo receptor.

O período de 2001 merece especial destaque, no que se refere a sólidos, principalmente totais (ST), pois seus valores apresentaram-se superiores àqueles dos períodos anteriores, em consequência, provavelmente, do ano climático atípico de 2001, marcado por precipitações pluviométricas intensas no inverno e que contribuíram para o aumento das concentrações de sólidos no esgoto bruto, por carreamento de materiais em suspensão das águas pluviais que infiltraram na rede coletora de esgoto. Os valores elevados da concentração de sólidos no efluente foram relacionados à produção de biomassa algal nas lagoas facultativas e lançados com o efluente final, no corpo receptor. Pela Tabela 4.3, verifica-se que as concentrações de sólidos totais fixos do esgoto bruto e do efluente final foram bem próximas, com valor médio de 221mg/l, durante o período de monitoramento.

A avaliação sanitária foi feita com base no número mais provável de coliformes fecais (CF). O número médio de coliformes fecais encontrados no esgoto bruto oscilou de $1,8 \times 10^6$ NMP/100ml (seca01) a $3,8 \times 10^8$ NMP/100ml (chuva00) com média de $2,2 \times 10^7$ NMP/100ml, próxima àquelas encontradas por outros pesquisadores, estudando o comportamento de sistemas biológicos de tratamento de esgotos no Nordeste do Brasil dentre eles, van HAANDEL e LETTINGA (1994); de OLIVEIRA (1990) e SILVA (1982). O sistema da ETE Leste, ao longo do período estudado, produziu um efluente final com CF que variou de $8,8 \times 10^2$ NMP/100ml (chuva99) a $2,9 \times 10^5$ NMP/100ml (chuva00), proporcionando uma remoção média de 3 unidades log, característica de sistemas com essa configuração (três lagoas em série). A Tabela 4.3 mostra que os valores

máximos pontuais de CF foram observados nas épocas chuvosas, associados à influência das chuvas que interferiram negativamente nas condições da massa líquida das lagoas, por diluição, por diminuição de temperatura etc.

4.3.2 Eficiência da ETE Leste

A Tabela 4.4 refere-se aos percentuais de remoção dos parâmetros avaliados durante o monitoramento da ETE Leste - Teresina (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001.

O conjunto de dados de esgoto bruto e efluente final foi submetido à análise estatística Test-t e o resumo dos resultados está descrito na Tabela 4.5.

Tabela 4.4 - Percentual de remoção de CE, DBO5, DQO, sólidos e CF, do sistema ETE Leste - Teresina (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001

	Eficiência de remoção (%)						
	CE	DBO	DQO	ST	STF	STV	CF
<i>Chuva99</i>	17	ND	66	ND	ND	ND	99,9
<i>Seca99</i>	11	80	64	29	ND	ND	99,9
<i>Chuva00</i>	34	75	78	-74*	14**	-201*	99,8
<i>Seca00</i>	6	84	78	41	2**	54	99,9
<i>Chuva01</i>	9	82	76	-7**	5**	-8**	99,8
<i>Seca01</i>	5	81	61	-4**	-63*	-3**	99,9
<i>No período</i>	14	80	71	-3**	-11**	-40*	99,9

* acréscimo de sólidos ** situação inalterada

As eficiências de remoção de condutividade elétrica se mostraram pequenas (543µmho/cm-512µmho/cm na seca01) a 34% (605µmho/cm-466µmho/cm na chuva00). A média no período, de 14%, foi à mesma encontrada por SILVA *et al.* (1996) pesquisando um sistema em série de lagoas de estabilização (anaeróbia, facultativa e três de maturação) com tempo de detenção hidráulica de 29,1 dias. As diferenças das médias de CE entre o esgoto bruto e o efluente não foram significativas, conforme mostraram os resultados do Test-t (Tabela 4.5), apesar das grandes flutuações dos valores de condutividade elétrica.

A matéria orgânica (DBO₅ e DQO) foi removida do sistema, em média, 80% e 71%, respectivamente, com percentuais, nas diversas épocas climáticas, bem próximas às médias registradas em todo o período experimental. Um dos objetivos principais do sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização é a redução da matéria orgânica através de sua transformação em produtos estabilizados (mineralização). O Test-t (Tabela 4.5) demonstrou que houve diferenças significativas entre as médias de DBO₅ e DQO do esgoto bruto e do efluente.

Tabela 4.5 - Resumo da análise estatística utilizando Test - t, para os parâmetros temperatura, pH, CE, DBO₅, DQO, sólidos totais e frações e coliformes fecais do esgoto bruto e efluente final da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas de março de 1999 a novembro de 2001

		<i>média</i>	<i>observações</i>	<i>gl</i>	<i>Stat t</i>	<i>t crítico uni-caudal</i>
<i>T</i>	<i>EB</i>	29,9	33	64	2,15	1,67
	<i>EF</i>	29,2	33			
<i>pH</i>	<i>EB</i>	7,0	33	64	-12,03	1,67
	<i>EF</i>	7,6	33			
<i>CE</i>	<i>EB</i>	476	23	45	1,03	1,68
	<i>EF</i>	429	24			
<i>DBO₅</i>	<i>EB</i>	355	30	58	9,91	1,67
	<i>EF</i>	77	30			
<i>DQO</i>	<i>EB</i>	528	21	45	10,32	1,68
	<i>EF</i>	145	26			
<i>ST</i>	<i>EB</i>	1058	29	56	-0,11	1,67
	<i>EF</i>	1102	29			
<i>STF</i>	<i>EB</i>	435	28	51	1,00	1,68
	<i>EF</i>	218	25			
<i>STV</i>	<i>EB</i>	878	27	50	-0,29	1,68
	<i>EF</i>	1007	25			
<i>CF</i>	<i>EB</i>	5,3E+07	32	61	4,45	1,67
	<i>EF</i>	4,4E+04	31			

A análise estatística (Test-t) mostrou não existirem diferenças significativas entre o conjunto de médias referentes aos parâmetros sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis do esgoto bruto e do efluente final (Tabela 4.5).

A Tabela 4.4 mostra que não houve remoções de sólidos, ao contrário, as concentrações de sólidos finais foram ligeiramente superiores às do esgoto bruto,

particularmente os sólidos voláteis (STV). Na maioria das épocas climáticas estudadas, observou-se pequenos acréscimos e pequenas remoções de sólidos, que foram insignificantes. Foi destacado o período de chuva⁰⁰, que apresentou concentrações de sólidos no efluente final, relativamente superiores a do esgoto bruto, associado ao maior volume de chuvas registrado nesses meses, dentre todas as épocas (Figura 4.1), uma vez que as águas das enxurradas arrastaram grande quantidade de sólidos que seguiram para a rede coletora de esgotos, principalmente através dos poços de visita. A influência das condições climáticas nas flutuações do teor de sólidos das lagoas foi observada na época climática de seca de 2001 (-63%), quando se verificou a maior evaporação de todas as épocas de estudo, o que pode ter gerado a concentração dos sais, favorecida pela extensa área superficial das lagoas.

A eficiência de remoção de coliformes fecais da ETE em estudo, revelou-se quase que constante em 99,9%, confirmando-se dados da literatura de que três lagoas de estabilização em série, com tempo de detenção hidráulica superior a 25 dias, levam a remoções da ordem de 99,99% (FEACHEM *et al.*, 1983).

O Test-t confirmou esse bom desempenho, observando-se a ocorrência de diferenças significativas entre as médias do esgoto bruto e efluente final (Tabela 4.5).

4.4 Influência da qualidade do efluente final da ETE Leste nas águas do Rio Poty

4.4.1 Monitoramento do efluente e rio a montante e a jusante do lançamento

Na avaliação da influência do efluente final da ETE Leste na qualidade das águas do corpo receptor (rio Poty), foram levantados os dados do monitoramento do conjunto efluente e rio (a montante e a jusante) para os mesmos períodos climáticos estudados ao longo deste trabalho. Na Tabela 4.6 e Figuras 4.4.a até 4.4.f e 4.5.a até 4.5.c, estão apresentados os dados dos

resultados das análises realizadas no efluente (EF) e rio Poty, 100m a montante (RM) e 100m a jusante (RJ) do ponto de despejo do efluente final, nos períodos climáticos de seca99, chuva99, seca00, chuva00, seca01 e chuva01.

A análise estatística comparativa das variáveis, usando a ANOVA seguida do método GT-2, foi aplicada ao conjunto de dados do efluente e rio, no período de março99 a novembro01 e exclusivamente nas estações de chuva e de seca. Os valores de F e Fc resultantes da análise de variância dos parâmetros estudados, por pontos (RM; EF; RJ), nas condições de chuva, seca e chuva+seca estão registrados na Tabela 4.7 e os gráficos do método GT-2 correspondentes aos parâmetros em que houve diferenças significativas entre as médias, estão ilustrados nas Figuras 4.6.a até 4.6.h e 4.7.a até 4.7.g.

A temperatura mínima registrada foi de 27,0°C (chuva01) no rio, tanto a montante como a jusante, valor este bem próximo ao da temperatura do ar, que foi de 27,7°C (Figura 4.1). A máxima foi de 33,1°C (seca00) no efluente, decorrente do clima mais quente nessa época climática, presumindo-se que, efluente e rio tiveram temperaturas que variaram de acordo com o clima. Pela ilustração da Figura 4.4.a, verificou-se que o efluente teve temperatura um pouco superior a do rio, porém não suficiente para induzir ao aumento desta nas águas do rio.

A análise de variância ANOVA fator único (Tabela 4.7) demonstrou que não houve diferenças significativas dos valores das médias das temperaturas entre os pontos do rio a montante, efluente final da ETE e rio a jusante durante o período estudado. A temperatura média dos três pontos monitorados, de 29,1°C, foi considerada por CEBALLOS e KONIG (1997), comum em águas superficiais da região Nordeste do Brasil.

A Tabela 4.6 mostra que os valores de pH de RM, EF e RJ, durante este estudo, oscilaram de 6,5 (rio a jusante chuvas99, 00 e 01) a 10,8 (rio a montante na seca01).

Tabela 4.6 - Valores médios, limites de variação mínimos e máximos e número de determinações de temperatura pH, CE, DBO₅, DQO, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e coliformes fecais do efluente final (EF) e rio 100m a montante (RM) e a jusante (RJ) da descarga de efluente final da ETE Leste Teresina - (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001

		chuva99			seca99			chuva00			seca00			chuva01			seca01		
		RM	M4	RJ	RM	M4	RJ	RM	EF	RJ	RM	EF	RJ	RM	EF	RJ	RM	EF	RJ
T (°C)	Med	28,2	28,4	28,1	28,4	28,3	28,3	28,8	28,8	28,9	30,7	30,8	31,0	29,2	29,4	29,2	29,4	29,2	29,4
	Mín	27,1	27,7	27,1	27,3	27,2	27,2	27,6	27,9	27,5	28,9	28,9	28,9	27,0	27,5	27,0	28,2	27,9	28,4
	Máx	29,1	29	29,2	29,1	29,4	29,2	29,9	29,9	29,9	32,7	33,1	32,7	31,5	30,4	31,1	30,7	30,1	30,0
	N	18	17	18	30	30	30	28	24	27	48	49	48	47	48	50	39	45	45
pH	Med	7,1	7,8	7	7,6	7,5	7,6	6,8	7,4	6,8	7,4	7,6	7,6	6,9	7,8	7	7,7	7,6	7,6
	Mín	6,9	7,3	6,5	7,2	7,4	7,2	6,5	7,2	6,5	7	7,3	7,1	6,5	7,3	6,5	6,9	7,4	7,4
	Máx	7,3	8,3	7,3	7,9	7,7	7,9	7,5	8,0	7,3	7,9	8,0	7,8	7,3	8,0	7,5	10,8	8	8,0
	N	26	25	26	30	30	30	41	37	42	48	49	48	47	48	50	40	44	44
CE (µS/cm)	Med	114	453	160	271	586	280	105	466	127	277	512	276	76	299	92	147	329	144
	Mín	75	439	110	244	549	243	87	479	104	238	470	233	44	268	59	112	278	278
	Máx	185	483	129	306	652	325	125	481	147	341	579	344	105	332	121	181	378	378
	N	9	8	9	27	30	30	10	10	9	10	10	10	46	47	49	36	41	41
DBO ₅ (mg/l)	Med	6	88	16	7	88	10	6	120	6	7	72	8	5	48	7	10	32	6
	Mín	6	62	11	5	62	7	5	86	4	6	63	6	4	36	5	5	23	23
	Máx	7	115	20	10	115	14	7	147	7	8	83	10	6	63	10	15	41	41
	N	6	7	5	13	12	14	19	17	18	16	15	17	17	21	15	18	21	21

Tabela 4.6 - continuação,

		chuva99			seca99			chuva00			seca00			chuva01			seca01		
		RM	M4	RJ	RM	M4	RJ	RM	EF	RJ	RM	EF	RJ	RM	EF	RJ	RM	EF	RJ
DQO (mg/l)	Med	22	197	32	27	260	46	76	148	92	43	144	54	48	107	57	46	128	128
	Mín	11	158	7	26	260	42	7	101	41	43	123	42	25	81	42	25	63	63
	Máx	35	235	53	28	260	54	146	196	158	43	176	63	73	132	74	73	187	187
	N	7	4	9	6	3	6	11	11	12	7	17	3	10	20	11	17	24	24
ST (mg/l)	Med	ND	ND	ND	188	362	197	604	723	464	692	511	3740	1505	2287	5775	3200	1584	2391
	Mín	ND	ND	ND	186	359	147	203	275	198	186	321	1177	589	1436	2016	1657	827	1359
	Máx	ND	ND	ND	190	366	181	1394	1594	913	1074	701	7840	3125	3316	9062	5583	2535	3477
	N	ND	ND	ND	6	5	3	11	9	7	14	13	9	17	18	18	13	15	17
STF (mg/l)	Med	ND	ND	ND	144	ND	189	161	194	152	152	215	174	166	206	225	183	265	123
	Mín	ND	ND	ND	107	ND	189	143	185	135	141	200	132	113	141	154	116	205	164
	Máx	ND	ND	ND	147	ND	123	172	205	175	163	228	275	224	271	280	271	314	207
	N	ND	ND	ND	5	ND	2	9	8	7	14	13	9	17	18	18	13	15	17
STV (mg/l)	Med	ND	ND	ND	36	ND	8	444	567	386	541	296	3566	1339	2083	5550	3017	1302	2268
	Mín	ND	ND	ND	33	ND	8	44	136	48	42	116	1036	456	1277	1799	1512	561	1173
	Máx	ND	ND	ND	40	ND	46	1235	1412	908	914	479	7650	2962	3048	8827	5338	2235	3307
	N	ND	ND	ND	5	ND	2	9	8	7	14	13	9	17	18	18	13	15	17
CF (NMP/100ml)	Med	9,9E+02	1,6E+03	3,0E+03	4,2E+03	2,3E+04	2,0E+04	9,2E+03	1,2E+05	4,4E+04	9,3E+02	1,6E+04	3,6E+03	2,8E+03	2,3E+04	6,9E+03	1,1E+03	7,9E+03	2,0E+03
	Mín	5,4E+02	8,8E+02	2,2E+03	1,2E+03	1,2E+04	3,3E+03	3,8E+03	6,5E+04	1,4E+04	3,2E+02	4,9E+03	1,1E+03	8,3E+02	5,8E+03	1,4E+03	2,6E+02	1,3E+03	1,3E+03
	Máx	1,6E+03	2,6E+03	3,0E+03	1,5E+04	5,2E+04	9,1E+04	1,9E+04	2,9E+05	1,3E+05	1,9E+03	6,3E+04	1,5E+04	1,2E+04	8,3E+04	3,8E+04	6,5E+03	2,2E+04	2,2E+04
	N	7	7	7	21	18	18	17	15	16	21	21	21	22	22	22	16	19	19

ND = não determinado

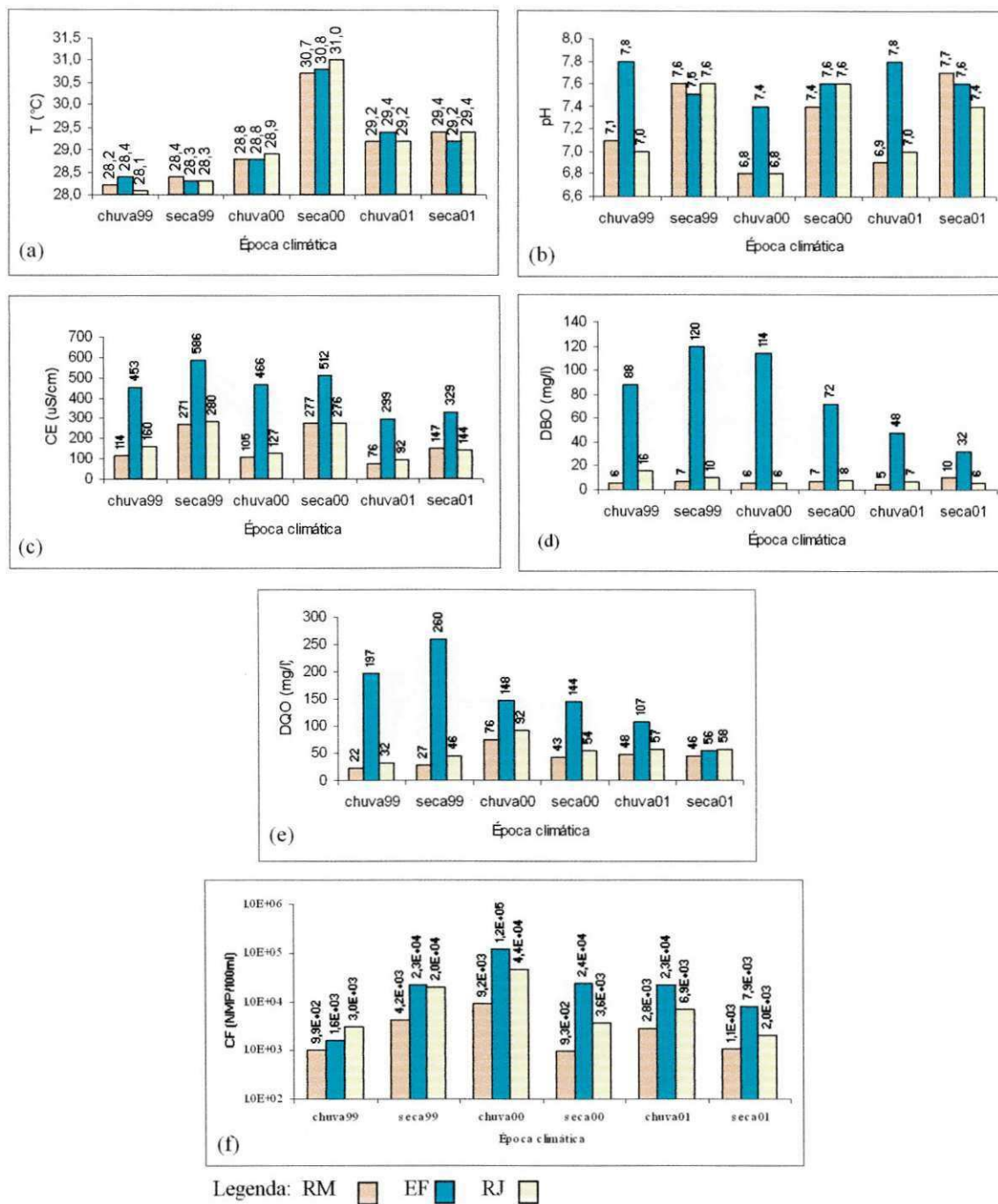


Figura 4.4 - Variação dos parâmetros temperatura (a), pH (b), CE (c), DBO₅ (d), DQO (e) e coliformes fecais (f), para o efluente final e rio a montante e a jusante da descarga da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001

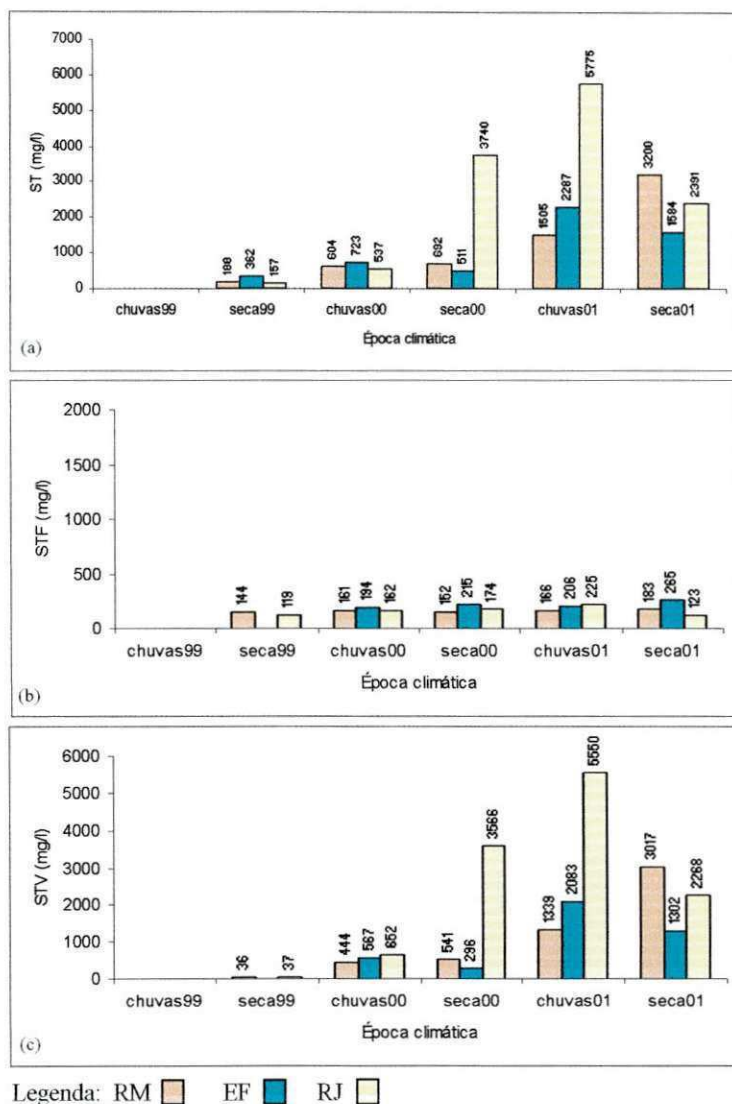


Figura 4.5 – Variação dos parâmetros sólidos totais (a), sólidos totais fixos (b) e sólidos totais voláteis (c), para o efluente final e rio a montante e a jusante da descarga da ETE Leste - Teresina (PI), nas épocas climáticas compreendidas no período de março de 1999 a novembro de 2001

Os valores de pH das amostras do rio mantiveram-se mais elevados e próximos à média do efluente, nas épocas climáticas de seca (Figura 4.4.b). Ao longo do experimento, o pH do efluente final permaneceu praticamente constante, não se evidenciando alterações por este na qualidade das águas do rio após a descarga da ETE. As médias dos valores de pH, nos pontos analisados (RM; EF; RJ), mostraram diferenças significativas no período estudado, como ilustra a Figura 4.6.a., sendo originadas no período chuvoso (Figura 4.6.b), destacando-se que no efluente, estas foram significativamente superiores as do rio (RM e RJ).

Tabela 4.7 - Valores de F e Fc (ANOVA) para os dados do efluente final da ETE Leste - Teresina (PI) e do rio, nas estações de chuva, seca e no período completo (mar/99 - nov01)

	<i>chuva</i>		<i>seca</i>		<i>chuva+seca</i>	
	F	Fc	F	Fc	F	Fc
T (°C)	0,0	3,2	0,0	3,1	0,0	3,0
pH	31,0	3,2	0,9	3,1	8,8	3,0
CE (µmho/cm)	38,0	3,3	25,0	3,2	43,8	3,1
DBO ₅ (mgO ₂ /l)	34,4	3,2	40,7	3,1	77,0	3,0
DQO (mgO ₂ /l)	14,9	3,3	53,4	3,2	60,7	3,1
ST (mg/l)	0,8	3,3	2,6	3,3	2,8	3,1
STF (mg/l)	1,9	2,8	2,2	3,3	1,8	2,3
STV (mg/l)	2,5	3,3	2,9	3,3	5,1	3,1
CF (NMP/100ml)	4,7	3,2	2,7	3,1	6,2	3,0

O comportamento da condutividade elétrica, da DBO₅, da DQO e dos coliformes fecais, no conjunto RM, EF e RJ, durante o período estudado (Figuras 4.4.c;d;e;f), foi semelhante, com valores nas amostras de efluente relativamente maiores que aqueles do rio.

A superioridade observada nos valores dos parâmetros CE, DBO₅ e DQO em relação ao rio, entretanto, não comprometeu a qualidade de suas águas visto que apenas pequenos acréscimos foram detectados no rio a jusante. Ressalte-se que no EF, houve uma evolução decrescente nos valores desses parâmetros, desde a primeira até a última época climática. Elevados gradientes foram detectados, sendo de 44µmho/cm (RM chuva01) a 652µmho/cm (EF seca99)

relativos a CE, de 4mg/l (RM chuva01; RJ chuva00) a 147mg/l (EF chuva00) para DBO₅, de 7mg/l (RM; RJ de chuva00) a 260mg/l (EF seca99) para DQO e $2,6 \times 10^2$ NMP/100ml (RM seca01) a $2,9 \times 10^5$ NMP/100ml (EF chuva00) os referentes a coliformes fecais.

As águas residuárias oriundas dos esgotos domésticos ou as industriais, ricas em substâncias orgânicas, quando despejadas nos corpos d'água, são decompostas por bactérias que utilizam o oxigênio na respiração, causando a morte de peixes em rios poluídos devido ao colapso de oxigênio (MOTA, 1997).

A análise ANOVA fator único, evidenciou a existência de diferenças significativas entre os valores médios do efluente final e do rio, quanto as variáveis condutividade elétrica, DBO₅ e DQO, durante o período estudado e nas estações de chuva e de seca (Tabela 4.7). A análise gráfica pelo método GT-2 está apresentada nas Figuras 4.6.c; d; e; f; g; h e Figuras 4.7.a; b; c e demonstrou que essas diferenças se localizaram tanto no período chuvoso como no período seco, causadas pelo efluente com médias significativamente superiores as do rio (RM e RJ), independentemente do clima.

As médias dos valores de coliformes fecais nos pontos analisados (RM;EF;RJ) mostraram diferenças significativas no período estudado, como ilustra a Figura 4.7.e., tendo sido originadas no período chuvoso (Figura 4.7.f), destacando-se no efluente estas terem sido significativamente superiores as do rio, a montante.

As concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no rio a montante, efluente e rio a jusante, tiveram comportamento oposto aos parâmetros anteriormente analisados (CE, DBO₅ e DQO), pois aumentaram ao longo do período de monitoramento (Figuras 4.5.a; b; c). Os valores de ST e STV tiveram picos máximos na época climática de chuva do ano 2001, ambos no rio a jusante (Tabela 4.6). As grandes variações de sólidos totais observadas nos pontos RM, EF e RJ, foram de 147mg/l (RJ seca99) a 9.062 (RJ chuva01). Para STF, de 113mg/l (RM chuva01) a 314mg/l (EF seca00) e para STV, de 8mg/l (RJ seca99) a 8.827mg/l (RJ chuva01).

Figura 4.6 - Médias e limites de confiança de 95% (inferior e superior) para os parâmetros: (a) pH chuva+seca; (b) pH chuvas; (c) CE chuva+seca; (d) CE chuvas; (e) CE secas; (f) DBO₅ chuva+seca; (g) DBO₅ chuvas; (h) DBO₅ seca

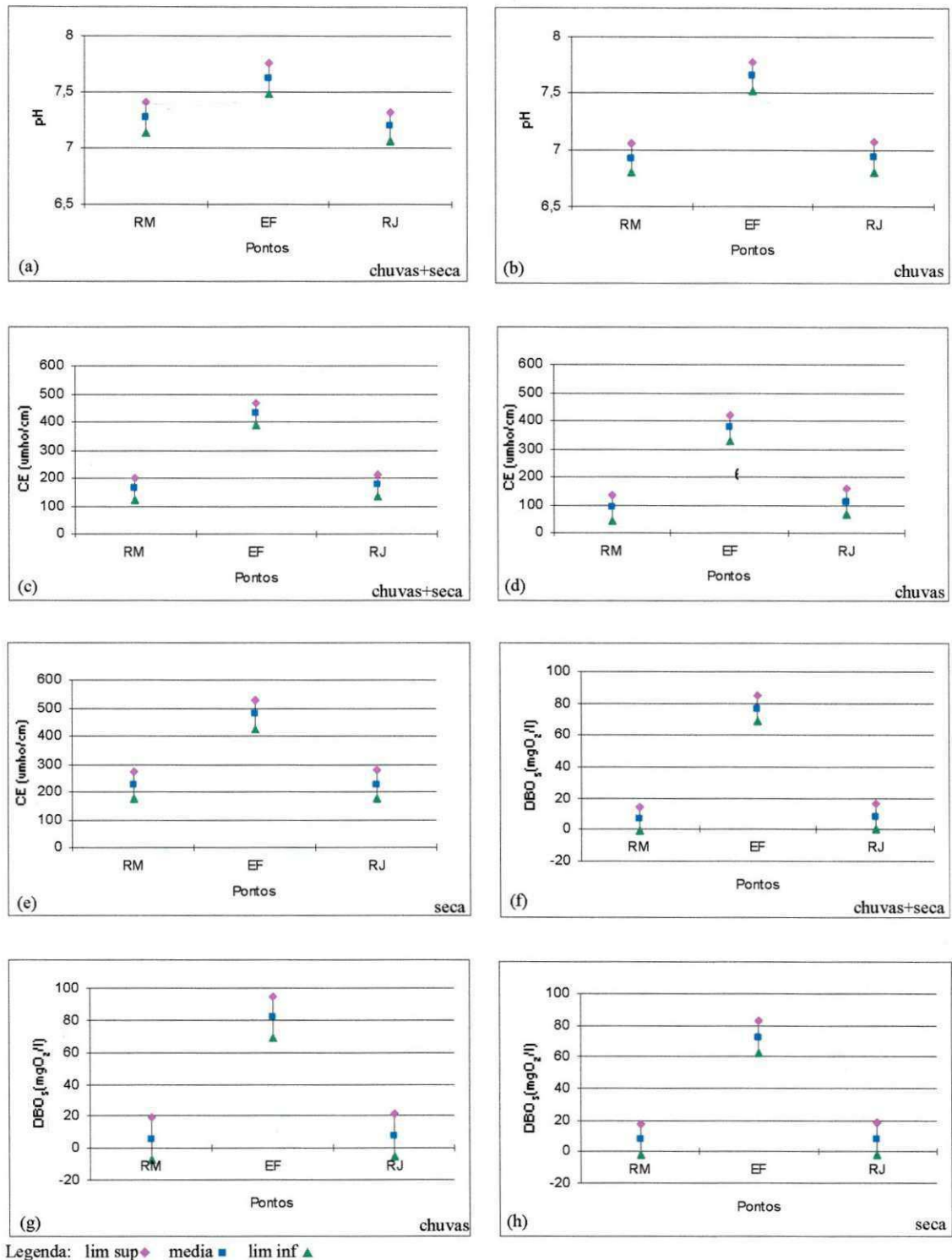
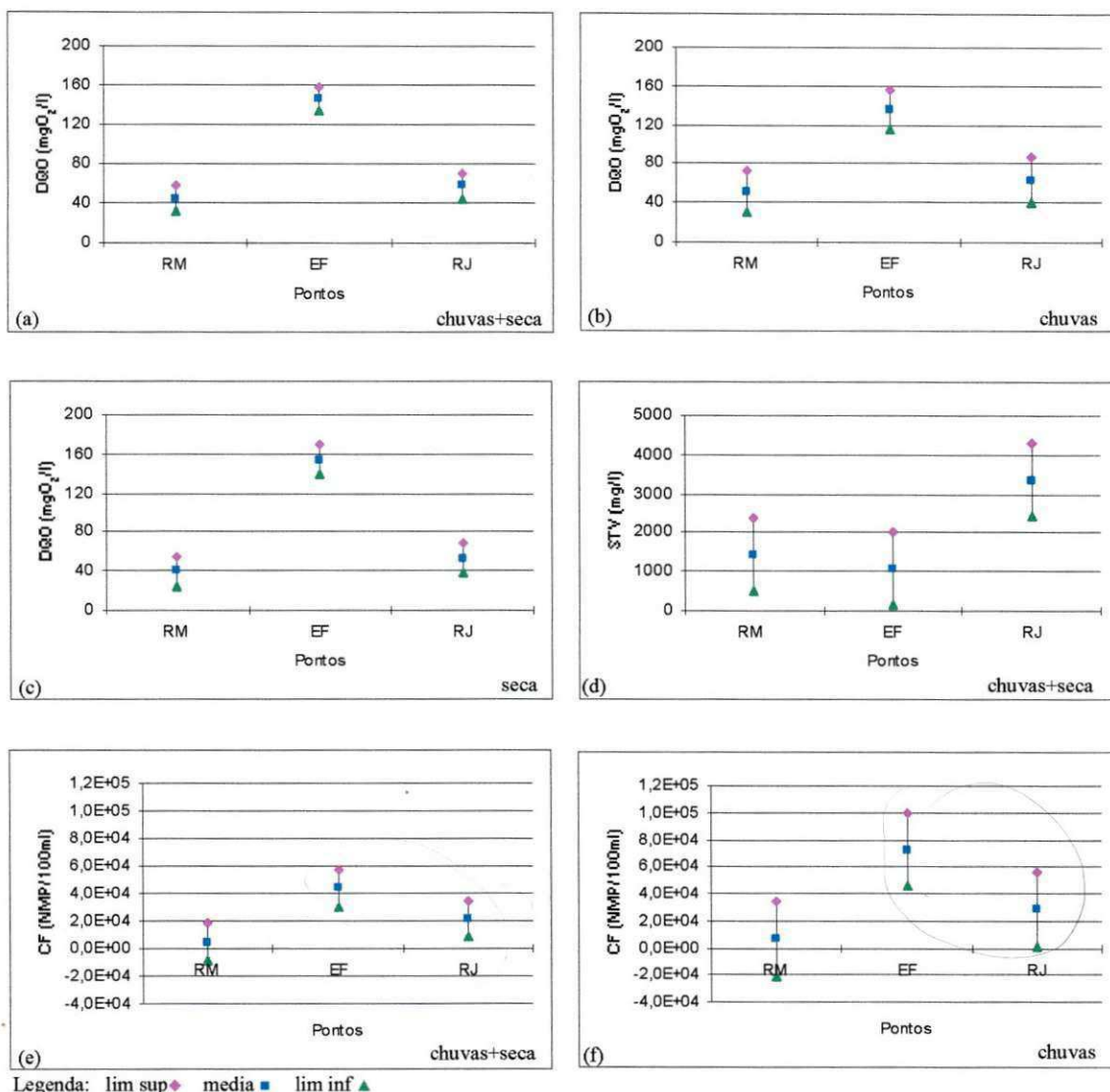


Figura 4.7 - Médias e limites de confiança 95% (inferior e superior) para os parâmetros: (a) DQO chuva+seca; (b) DQO chuvas; (c) DQO seca; (d) STV chuva+seca; (f) CF chuva+seca; (g) CF chuvas



4.5 Matrizes de correlação

A análise de correlação determina se dois conjuntos de dados variam juntos. A correlação é significativa positiva quando os maiores valores de um conjunto estão associados com os maiores valores de outro conjunto, e negativa, quando os maiores valores de um conjunto estão associados com os menores de outro. No presente estudo, a análise de correlação foi feita utilizando os valores médios mensais dos parâmetros analisados. Os coeficientes de correlação entre

esses parâmetros estão dispostos nas matrizes da Tabela 4.8 (esgoto bruto), Tabela 4.9 (efluente final), Tabela 4.10 (rio a montante) e Tabela 4.11 (rio a jusante), durante o período estudado. Os valores destacados referem-se às variáveis correlacionadas significativamente ($\alpha = 0,05$).

O estudo das matrizes de correlação para o esgoto bruto mostrou que houve uma correlação significativa positiva entre a temperatura do ar e temperatura do esgoto bruto que refletiu naturalmente no pH e na condutividade elétrica. Uma correlação significativa negativa foi observada entre precipitação pluviométrica, temperatura do ar e temperatura da amostra. Foi verificada a existência de uma correlação significativa positiva entre condutividade elétrica, DQO e mais forte ainda com a DBO₅.

Nos esgotos, a matéria orgânica biodegradável (DBO₅) expressa uma fração da DQO que representa a totalidade de matéria orgânica. No presente estudo, o alto valor do coeficiente de correlação entre DQO e DBO₅, confirmou uma forte correlação direta entre esses dois parâmetros.

Os sólidos totais contêm as frações fixa e volátil. O estudo das correlações entre as variáveis do esgoto bruto que alimenta a ETE Leste (Tabela 4.8), revelou que os sólidos totais presentes são de natureza predominantemente orgânica, com uma fração mínima de sólidos inertes (totais fixos), favorecendo o tratamento biológico.

No efluente final, correlações significantes positivas ocorreram entre condutividade elétrica, DQO e com a DBO₅, associadas ao processo de decomposição da matéria orgânica.

O parâmetro sólidos totais se correlacionou significativo e positivamente com sólidos totais fixos e mais fortemente com sólidos totais voláteis, predominando no efluente final sólidos orgânicos compostos essencialmente por biomassa algal, como decorrência do processo fotossintético.

A temperatura do ar se correlacionou diretamente com a do efluente final. A existência de correlação significativa positiva entre a precipitação pluviométrica e coliformes fecais, demonstrou a influencia negativa das chuvas no processo de remoção de coliformes fecais das lagoas.

Tabela 4.8 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do esgoto bruto da ETE Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>ST</i>	<i>STF</i>	<i>STV</i>	<i>CF</i>	<i>T AR</i>	<i>PP</i>
<i>T</i>	1										
<i>PH</i>	0,399	1									
<i>CE</i>	-0,055	0,543	1								
<i>DBO</i>	0,016	0,120	0,813	1							
<i>DQO</i>	-0,147	0,006	0,656	0,872	1						
<i>ST</i>	-0,009	0,016	-0,347	-0,379	-0,252	1					
<i>STF</i>	0,295	0,374	-0,030	-0,221	-0,315	-0,095	1				
<i>STV</i>	0,031	0,059	-0,331	-0,406	-0,314	0,998	0,133	1			
<i>CF</i>	-0,238	0,012	-0,011	0,034	-0,093	-0,123	-0,162	-0,159	1		
<i>T AR</i>	0,566	0,368	0,143	-0,153	-0,199	0,288	0,247	0,323	0,009	1	
<i>PP</i>	-0,406	0,087	-0,276	0,126	0,156	0,167	-0,045	0,155	0,094	-0,596	1

Tabela 4.9 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do efluente final da ETE Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>ST</i>	<i>STF</i>	<i>STV</i>	<i>CF</i>	<i>T AR</i>	<i>PP</i>
<i>T</i>	1										
<i>pH</i>	0,244	1									
<i>CE</i>	-0,104	0,061	1								
<i>DBO</i>	-0,194	-0,065	0,732	1							
<i>DQO</i>	-0,275	-0,058	0,821	0,460	1						
<i>ST</i>	0,036	0,004	-0,441	-0,428	-0,475	1					
<i>STF</i>	-0,155	-0,228	-0,244	-0,445	-0,337	0,400	1				
<i>STV</i>	-0,026	-0,034	-0,366	-0,387	-0,502	0,999	0,356	1			
<i>CF</i>	-0,252	-0,526	0,099	0,144	0,104	-0,104	-0,125	-0,098	1		
<i>T AR</i>	0,435	0,159	0,303	-0,154	-0,100	0,219	0,077	0,255	-0,287	1	
<i>PP</i>	-0,353	0,002	-0,294	0,055	-0,004	-0,153	-0,236	-0,207	0,471	-0,596	1

Tabela 4.10 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do rio a montante, da Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>ST</i>	<i>STF</i>	<i>STV</i>	<i>CF</i>	<i>T AR</i>	<i>PP</i>
<i>T</i>	1										
<i>pH</i>	0,250	1									
<i>CE</i>	0,145	0,487	1								
<i>DBO</i>	-0,026	0,790	0,025	1							
<i>DQO</i>	-0,147	-0,177	-0,216	0,002	1						
<i>ST</i>	0,087	-0,088	-0,489	0,041	-0,146	1					
<i>STF</i>	-0,317	0,263	-0,087	0,529	-0,145	0,129	1				
<i>STV</i>	0,007	-0,065	-0,415	0,030	-0,199	1,000	0,106	1			
<i>CF</i>	-0,289	-0,338	-0,239	-0,141	0,359	-0,146	0,180	-0,072	1		
<i>T AR</i>	0,499	0,379	0,503	0,028	-0,029	-0,004	-0,166	0,028	-0,191	1	
<i>PP</i>	-0,412	-0,476	-0,590	-0,143	0,408	-0,072	-0,070	-0,155	0,285	-0,596	1

Tabela 4.11 - Matriz correlação dos parâmetros dos dados do rio a jusante, da Leste Teresina - (PI), no período de março de 1999 a novembro de 2001

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>ST</i>	<i>STF</i>	<i>STV</i>	<i>CF</i>	<i>T AR</i>	<i>PP</i>
<i>T</i>	1										
<i>pH</i>	0,519	1									
<i>CE</i>	0,083	0,784	1								
<i>DBO</i>	-0,096	0,332	0,503	1							
<i>DQO</i>	0,098	-0,055	-0,107	-0,328	1						
<i>ST</i>	0,307	0,263	-0,148	0,010	-0,173	1					
<i>STF</i>	-0,322	-0,240	-0,258	-0,105	0,042	0,314	1				
<i>STV</i>	0,177	0,336	0,156	0,334	-0,199	0,999	0,315	1			
<i>CF</i>	-0,169	-0,298	-0,113	0,157	0,065	-0,335	-0,078	-0,333	1		
<i>T AR</i>	0,477	0,632	0,412	0,023	0,151	-0,073	-0,331	-0,063	-0,156	1	
<i>PP</i>	-0,361	-0,562	-0,590	-0,006	0,109	0,087	0,172	0,024	0,103	-0,596	1

Uma correlação negativa foi observada entre pH e coliformes fecais, como consequência do desenvolvimento de algas na massa líquida da lagoa, que eleva o pH até valores acima de 9,2, propiciando o decréscimo da quantidade de coliformes fecais (de OLIVEIRA, 1990).

A qualidade das águas do corpo receptor foi fortemente influenciada pela temperatura do ar e precipitação pluviométrica, demonstrado pela correlação significativa positiva entre temperatura do ar, temperatura da água, pH, CE e negativa entre a precipitação pluviométrica, temperatura da água, pH e CE.

O estudo de correlações dos parâmetros revelou que no rio Poty, a montante do lançamento do efluente da ETE, os sólidos presentes em 100% eram de natureza orgânica. O trecho que compreende a malha urbana da cidade de Teresina recebe contribuições de águas residuárias de origem doméstica, hospitalar, drenagem urbana e outras, com mais de 40 pontos de descargas.

CAPITULO 5

DISCUSSÃO

Sistemas de lagoas de estabilização foram introduzidos nos anos 60 no Brasil com o propósito de tratar os esgotos domésticos. Nas últimas décadas, as companhias de saneamento se preocupando com o tratamento dos esgotos, tem privilegiado o uso de lagoas de estabilização por se tratar de um sistema biológico natural de baixo custo, fácil operação e manutenção, onde populações de microrganismos interagem com o objetivo de decompor a matéria orgânica e convertê-la em produtos minerais.

Capazes de suportar choques orgânicos e hidráulicos, o sistema ETE Leste num curto espaço de tempo, foi submetido a vazões crescentes de esgoto com conteúdo orgânico variável, porém, sem reflexos diretos sobre a eficiência do sistema. O funcionamento com carga superficial 30% menor do que a de projeto possibilitou a obtenção de um efluente com qualidade superior. Com o aumento natural da quantidade de ligações domiciliares de esgoto à rede coletora, é possível que ocorram sobrecargas futuras prejudiciais a eficiência do tratamento.

Nas lagoas facultativas há a proliferação de algas que se localizam grande parte do dia na superfície do espelho d'água sendo descarregadas pelo efluente, no corpo receptor. Este lançamento de algas exerce influência sobre outros parâmetros quantificando matéria orgânica, DBO, DQO, sólidos totais. No sistema estudado, esta influência das algas foi observada, porém efluentes com grandes quantidades de biomassa algal são acompanhados de elevada concentração de oxigênio dissolvido. Segundo KONIG et al. (1999), esta matéria sólida sob forma de biomassa algal tem características muito diferentes daquelas contidos no esgoto bruto, sendo menos agressivas ao meio ambiente, pois são acompanhadas de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido minimizando o impacto do efluente no corpo receptor.

Considerando que restrições orçamentárias das companhias de saneamento impedem reformas ou ampliações do sistema e este fica operando de acordo como o projeto original, a melhoria desejada do efluente, deve contemplar alternativas de baixo custo. Pré-tratamentos tipo UASB, cujo tempo de detenção hidráulica é reduzido (cinco horas) possuem boa capacidade de remoção de matéria orgânica (80%) e produzem um efluente que só necessita de um polimento para remoção de microrganismos indicadores e nutrientes eutrofizantes (van HAANDEL e LETTINGA, 1994). A incorporação de outra lagoa na série melhoraria a remoção de nutrientes e organismos patogênicos. Recentemente, experiências com sistemas wetlands, têm sido bem sucedidas no polimento de lagoas de estabilização, com boas remoções de nutrientes, matéria orgânica e patógenos.

O projeto do sistema ETE Leste contempla uma lagoa facultativa aerada e quatro lagoas de maturação, que operando a uma vazão de 224,96 l/s, produziria um efluente final com DBO_5 de $4mgO_2/l$, coliforme fecal menor que 1000CF/100ml com remoções previstas para DBO_5 de 99,9% e CF de 99,99%. O monitoramento mostrou na prática, eficiências de remoção inferiores, da ordem de 80% para DBO_5 e 99,9% para CF, desempenho este, compatível com a configuração do sistema particularmente para CF, com a remoção de uma unidade log por reator da série.

A Resolução CONAMA N°20/86 de 18/06/86 estabelece a classificação de águas doces, salobras e salinas, segundo seus usos preponderantes. De acordo com os resultados do monitoramento, o corpo receptor da ETE Leste, rio Poty, apresentou características de um corpo d'água correspondente à classe 3 da Resolução CONAMA (1986), não podendo dessa forma, ser usado na recreação de contato primário e irrigação de hortaliças e plantas frutíferas no trecho que banha a cidade de Teresina.

Em locais onde os recursos hídricos são limitados e as chuvas mal distribuídas, o reúso das águas deve ser adotado como parte dos recursos hídricos potenciais. Nos últimos anos, tem-se dado maior ênfase a reutilização das águas oriundas de sistemas de tratamento por lagoas de estabilização. A OMS

recomenda este tipo de tratamento por ser capaz de produzir um efluente ideal para uso na irrigação irrestrita (WHO, 1989) (CF<1000/100ml e menos de um ovo de helminto/l). Esta prática será bem sucedida sempre que acompanhada de apoio técnico, particularmente aos que se referem aos aspectos sanitários da água utilizada e da contaminação da cultura, além dos cuidados para evitar a dessalinização do solo.

CAPITULO 6

CONCLUSÕES

A análise dos resultados obtidos no período (mar/99 - nov/01), de monitoramento da ETE Leste e Rio Poty, permitiu concluir que:

- O efluente final da ETE e a as águas do rio Poty, tiveram temperaturas que variaram igualmente de acordo com o clima, com média de 29,1°C. A influência das chuvas foi observada com relação a pH e coliformes fecais.

-A ETE Leste apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica DBO₅ de 80% e na remoção de CF em 99,9%, dentro do esperado para sistemas com esta configuração. A DBO₅ média do efluente final foi de 77mgO₂/l. Na seca/01, esse valor foi de 32mgO₂/l, próximo aos padrões recomendados de lançamento de efluentes em rios, na Europa 25mgO₂/l (CEC, 1991) e nos Estados Unidos 30mgO₂/l (BARTONE,1986).

-As eficiências de remoção foram constantes nas diversas épocas climáticas, mostrando a estabilidade do tratamento e a excelente capacidade das lagoas de absorver choques hidráulicos e orgânicos.

-A concentração média de coliformes fecais no efluente final, foi de $4,4 \times 10^4$ NMP/100ml adequada do ponto de vista da configuração do sistema. O rio Poty, no trecho que atravessa a malha urbana da cidade de Teresina, recebe mais de 50 descargas pontuais, que o tornam poluído antes de receber o efluente final da ETE. A alta concentração de organismos indicadores no rio a montante (média $2,2 \times 10^3$ NMP/100ml) da saída do efluente da ETE, indicou ocorrência de contaminação fecal devido ao lançamento indiscriminado de esgotos.

-A qualidade microbiológica do efluente final da ETE Leste pode ser melhorada através da implantação de novas células de maturação, tornando seu uso adequado às práticas agrícolas tais como irrigação irrestrita (WHO, 1989).

-O presente estudo mostrou que não houve alterações na qualidade da água do rio após o recebimento do efluente final, confirmando que o efluente da ETE Leste não causou impactos ao rio Poty.

CAPITULO 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A. and AZOV, Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology*. 31(6): 801 – 806.
- AGESPISA (1995). ÁGUAS E ESGOTOS DO PIAUÍ S/A. Memorial Descritivo do Sub-Sistema de Esgotamento Sanitário da Zona Leste. Teresina, PI.
- ANDRADE NETO, C. O. (1997). *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários - Experiência brasileira*. ABES. Rio de Janeiro, RJ.
- APHA, AWWA, WPCF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th. Ed.. American Public Health Association. Washington, D.C.
- ARCEIVALA, S. J. (1986). *Wastewater Treatment for Pollution Control*. New Delhi: McGraw-Hill Publishing Company Limited.
- ARTHUR, J. P. (1983). *Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical Paper N°7. Washington: The World Bank.
- AZEVEDO NETO, J. M. (1975). *Lagoas de Estabilização*. CETESB. São Paulo, SP.
- BARTONE, C. R. (1986). *Waste stabilization ponds and reuse of effluents*. In: Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización, CEPIS, Lima – Peru, pp 147 – 164.
- BARTONE, C. R. and ARLOSOROF, S. (1987). Irrigation reuse of pond effluents in developing countries. *Water Science Technology*. 19 (12): 289 – 307.
- BASTOS, E. A. e ANDRADE JÚNIOR, A. S. (1999). Dados agrometeorológicos para o município de Teresina, PI (1980-1999) Embrapa Meio-Norte Documento N°47. Teresina, PI.
- BITTON, G. (1994). *Wastewater Microbiology*. 2nd Ed. John Willey & Sons.
- BRANCO, S. M. (1986). *Hidrobiologia Aplicada a Engenharia Sanitária*. 3^aEd. CETESB /ACETESB. São Paulo, SP.
- CAVALLINI, J. M. e MUNOZ, A. F. (1991). Reuso em Aquicultura de Las Aguas Residuales Tratadas em Las lagunas de Estabilization de San Juan. Lima, Peru.
- CABES XXVIII (1998). Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

- CEBALLOS, B. S. O. (1995). *Utilização de indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecossistemas Acuáticos do Trópico Semi-Árido*. Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biomédicas II. USP. São Paulo, SP.
- CEBALLOS, B. S. O. (2000). *Microbiologia sanitária y ambiental*. In: Sistemas de Lagunas de Estabilización. Mendonça, Sérgio Rolim. McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D.C., Colombia.
- CEBALLOS, B. S. O. e KONIG, A. (1997). *Análise de Águas de Mananciais e Residuárias – Aspectos Hidro e Microbiológicos*. UFPB. Campina Grande, PB.
- CEBALLOS, B. S. O. e KONIG, A. (1997b). *A Influência da Biomassa Algal nas Flutuações da Qualidade da Coluna de água e do Efluente Final no Ciclo Diário de uma Lagoa Facultativa Primária*. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental P 12-19.
- CEC (1991). COUNCIL EUROPEAN COMMUNITIES. Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). *Official journal of the European Communities*. L135/40-52 (30 May).
- CETESB (1990). Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização. Série manuais.
- CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; DIXO, N. G. H. and SILVA, S. A. (1992). The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. *Water Science Technology*. 26 (7-8): 1729 – 1738.
- DAVIS, E. M. and GLOYNA, E. F. (1972). Bacterial Dieoff in Ponds. *J. San. Eng. Div., Amer. Soc. Civil Eng.*, 98, SA1, 59.
- CONAMA (1986). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE Resolução N°20 de 18 de junho de 1986. Diário Oficial da União, 30 de julho de 1986, Seção I, p. 11356-61. Brasília, DF.
- de OLIVEIRA, R. (1990). *The performance of deep waste stabilization ponds in Northeast Brasi.l* Ph.D. Thesis, The University of Leeds, U.K.
- ELLIS, K. V. (1983). Stabilization Ponds: Design and operation. *Critical Reviews in Environmental Control*. 13(2): 69-102.
- ENCARTA (2000). Enciclopédia Encarta.
- EPPLEY, R. W. and MACIASR, F. M. (1962). Rapid growth of sewage lagoon Chlamydomonas with acetate. *Physiologia Plantarum*. 15: 72 – 79.
- ESTEVEES, F. A. (1998.). *Fundamentos de limnologia*. 2ª Ed. Interciência. Rio de Janeiro, RJ.
- FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H. and MARA D. D. (1983). *Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wasterwater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.

HAMMER, M. J. (1979). *Sistemas de abastecimento de água e esgotos*. John Willey & Sons Inc. Rio de Janeiro, RJ.

HELLER, L. (2000). *Saneamento e Saúde*. OPAS/OMS Brasília, DF.

IBGE (2000). *Sinopse preliminar do Censo 2000*.

JAMES, A. (1987). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds *Water Science Technology*. 19 (12): 213 – 218.

JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. (1995). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 3ª Ed. ABES. Rio de Janeiro, RJ.

KONIG, A. (1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. Tese de Doutorado. Liverpool, Inglaterra.

KONIG, A.; SOUSA, M. S. M.; COSTA, N. A. F.; FREITAS, V. L. B. e CEBALLOS, B. S. O (1999). *Variação nictemeral da qualidade do efluente final de uma lagoa facultativa secundária e a influência das algas*. Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

KELLNER, E. e PIRES, E. C. (1998). *Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação*. 1ª Ed. ABES, Rio de Janeiro, RJ.

LEON, G. S. e CAVALLINI, J. M. (1996). *Curso de Tratamiento y Uso de Águas Residuales OPS/CEPIS/OMS*. Lima, Peru.

MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons.

MARA, D. D. and CAIRNCROSS, S. (1989). *Guideline for Health Safe use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture*. Geneva: World health Organization.

MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1986). Artificial freshwater environment : waste stabilization ponds. In: *Biotechnology – A Comprehensive Treatise*, v. 8, chapter. 4 (Ed. H. J. Rehm and G. Reed) Weinheim: Verlagsgesellschaft p. 177- 206.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; ORAGUI, J. I.; CRAWLEY, de OLIVEIRA, R. and SILVA, S. A. (1996). *Wastewater Storage and Treatment Reservoirs in Northeast Brazil*. Research Monograph N°12 University of Leeds ODA, Leeds, England.

MARAIS, G.v.R. (1974). Faecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds. *Journal of Environmental Engineering*. Division: Proceedings of A.S.C.E., 100 (1): 119 - 140.

MAYO, A. W. (1989). Effect of pond depth on bacterial mortality rate. *Journal of Environmental Engineering*. 115 (5): 964 - 977.

- MCGARRY, M. G. and PESCOD, M. B. (1970). *Stabilization pond design criteria for tropical Asia*. Proceedings of the Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons. University of Kansas.
- MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA J.T.; KONIG, A. (2001). *Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: Primeiros Resultados*. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES.
- MENDONÇA, S. R. (2000). *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D.C., Colombia.
- METCALF and EDDY (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd Ed. Singapore: McGraw Hill Book Company.
- MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATERS, G. Z.; REED, S. C. and GEORGE, D. B. (1982). *Wastewater stabilization lagoon design, performance and upgrading*. New York: Macmillan Publishing Co., Inc.
- MOELLER, J. R. and CALKINS J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 52 (10): 2442-2451.
- MOTA, S. (1997). *Introdução a Engenharia Sanitária e Ambiental*. 1ª Ed. ABES. Rio de Janeiro, RJ.
- OPAS (1999). Organização Pan-Americana da Saúde. *Água e Saúde - Autoridades Locais, Meio Ambiente e Saúde*. Escritório Regional para as Américas.
- PALMER, C. M. (1969). A composite rating of aglae tolerating organic pollution. *J. Phycol.* 5: 78 – 82.
- PARHAD, N. M. and RAO, N. U. (1974). Effect of pH on survival of E. Coli. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 46: 980 – 986.
- PEARSON, H. W. (1987). *Algae associated with sewage treatment*. In: *Microbial Technology in the Development World* (Ed. E.J da Silva, Y.R. Dommergues, E.J. Nyns and C. Ratledge) New York: Oxford University Press, pp 260-288.
- PEARSON, H. W. (1996). *The microbiology of waste stabilisation ponds and wastewater storage and treatment reservoirs and its impact on design* In: *Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários: tecnologia e perspectiva para o futuro*. CAESB. Brasília, DF.
- PEARSON, H. W. and KONIG. A. (1986). *The biology of waste stabilization pond systems*. In: *Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización CEPIS*, Lima, Peru p. 26 – 39.
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D; MILLS, S. W. and SMALLMAN, D. J. (1987). Physico-Chemical Parameters, Influencing Faecal Bacteria Survival in Waste Stabilisation Ponds. *Water Science Technology*. 19 (12): 145-152.

PEARSON, H. W.; MARA D. D. and ARIDGE, H. A. (1995). The influence on pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond performance and efficiency. *Water Science Technology*. 31 (12): 129-139.

PELKZAR Jr.; MICHAEL J. ; CHAN E.C.S e KRIEG, Noel R. (1996) *Microbiologia – Conceitos e Aplicações* Vol. 1

PESCOD, M. B. and MARA, D. D. (1988). *Design, operation and maintenance of wastewater stabilization pond*. In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation (Ed. M. B. Pescod and A. Arar) London: Butterworths p93 – 115.

PINTO, M. T.; NEDER K. D.; FELIZZATO M. R. e LUDUVICE M. L. (1997). *ETE Samambaia - Dos projetos a prática dos novos conceitos no processo de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização*. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Foz do Iguaçu, PR.

REIS, R. N. N. (1995). *Estudo da remoção de nitrogênio amoniacal em uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. Dissertação de Mestrado. UFPB. Campina Grande, PB.

SANTIAGO, R. S. (2000). *Avaliação da qualidade do efluente do sistema de lagoas de estabilização do Distrito Industrial de Maracanaú, Ceará, visando o reúso na agricultura*. Anais do IX Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L. and PARKIN, G. F. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering* 4th Ed Book Company, New York.

SEAABIR (1999). Banco de Dados Pluviométricos do Departamento de Hidrometeorologia da Secretaria de Agricultura Abastecimento e Recursos Hídricos. Governo do Estado do Piauí, PI.

SHUVAL, H. L. (1990). *Wastewater irrigation in developing countries*. Technical Paper 51. World Bank, USA.

SILVA, S. A. (1982). *On the Treatment of Domestic in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph. D. Thesis, University of Dundee, UK.

SILVA, S. A. (1983). *Remoção de parasitos em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil* In: Salomão Anselmo Silva e David Ducan Mara Coleção de trabalhos técnicos resultantes das pesquisas realizadas na EXTRABES 1977 – 1988 Universidade Federal da Paraíba.

SILVA, S. A. e MARA, D. D. (1979). *Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização*. ABES. Rio de Janeiro, RJ.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. and MARA, D. D. (1996). *Performance of Waste Stabilization Ponds in Northeast of Brazil*. Research Monograph N° 9 University of Leeds.

SOUSA, M. S. M. (1994). *Variações no ciclo nictemeral da qualidade do efluente final da ETE do município de Guarabira*. Dissertação de Mestrado. UFPB. Campina Grande, PB.

THIRUMURTHI, D. (1974). Design criteria for waste stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.* 46 (9): 2094 - 2096

von SPERLING, M. (1996). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte, MG.

von SPERLING, M. (1996b). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte, MG.

van HAANDEL, A. e LETTINGA, G. (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgotos Um manual para regiões de clima quente*. 1ª Ed. UFPB. Campina Grande, PB

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

YÁNEZ, F. (1993). *Lagunas de Estabilization, Teoria, Diseño, Evaluacion y Mantenimiento*, Imprensa Monsalve Cuenca, Ecuador, 421p.